

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC

MÉMOIRE PRÉSENTÉ À
L'UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À TROIS-RIVIÈRES

COMME EXIGENCE PARTIELLE
DE LA MAÎTRISE EN SCIENCES DE L'ENVIRONNEMENT

PAR
ROXANE PARADIS

DISTRIBUTION SPATIALE DU CARBONE ORGANIQUE ET DE L'AZOTE DANS
LES SOLS EN FONCTION DES ZONES DE RÉCURRENCE D'INONDATION

NOVEMBRE 2016

Université du Québec à Trois-Rivières

Service de la bibliothèque

Avertissement

L'auteur de ce mémoire ou de cette thèse a autorisé l'Université du Québec à Trois-Rivières à diffuser, à des fins non lucratives, une copie de son mémoire ou de sa thèse.

Cette diffusion n'entraîne pas une renonciation de la part de l'auteur à ses droits de propriété intellectuelle, incluant le droit d'auteur, sur ce mémoire ou cette thèse. Notamment, la reproduction ou la publication de la totalité ou d'une partie importante de ce mémoire ou de cette thèse requiert son autorisation.

REMERCIEMENTS

D'abord, je tiens à remercier ma directrice de recherche, la professeure Diane Saint-Laurent (Département des sciences de l'environnement de l'UQTR), qui m'a permis de poursuivre mes études aux cycles supérieurs et de participer à ce projet de recherche. Je tiens à la remercier pour son soutien, sa disponibilité et ses excellents conseils tout au long de mon projet.

Également, je tiens à remercier mon comité d'orientation formé des professeurs Alain Chalifour (Département de mathématiques et informatique de l'UQTR) et Maxime Paré (Département des sciences fondamentales de l'UQAC) pour leurs précieux commentaires qui ont largement contribué à l'amélioration de mon projet de recherche. Je remercie également le professionnel Pierre-André Bordeleau (Département des sciences de l'environnement de l'UQTR) pour son soutien technique tout au long de ma maîtrise. Je tiens à remercier Catarina Leote Franco Pio pour ses réponses à mes questions administratives.

Je remercie aussi Alain Brousseau (Département des sciences du bois et de la forêt de l'Université Laval) et Dany Bouchard (Département des sciences de l'environnement de l'UQTR) pour les analyses chimiques et physiques des échantillons de sol. Je tiens à remercier Vernhar-Ladislav Gervais Beaulac pour ses conseils indispensables tout au long de mon projet de recherche ainsi que Charles Martin plus spécialement pour le volet statistique. Je souhaite également remercier David Paradis, Stéphanie Bergeron et Lydia Parenteau pour leur assistance durant les travaux de terrain.

De plus, je voudrais remercier mes collègues du LIAGE (Laboratoire Interdisciplinaire d'Application en Géomatique Environnementale) ainsi que ma famille et mes proches pour leurs nombreux conseils, leur soutien et leurs encouragements.

Enfin, je remercie le Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada (CRSNG) ainsi que le Décanat des études des cycles supérieurs de l'UQTR pour leur support financier.

AVANT-PROPOS

Le présent mémoire est rédigé sous forme d'article scientifique. Les règles sont décrites dans l'article 138.1 du *Règlement des études de cycles supérieurs* de l'Université du Québec à Trois-Rivières. Selon ce règlement, le travail de recherche effectué dans le cadre d'une maîtrise en Sciences de l'environnement peut prendre la forme d'un ou de plusieurs articles scientifiques déjà soumis ou rédigés en vue d'être publiés dans une revue scientifique.

Ce projet de maîtrise fait partie du programme de recherche de la professeure Diane Saint-Laurent du Département des sciences de l'environnement à l'UQTR et s'inscrit dans l'un des volets de recherche sur les sols alluviaux en zone riveraine amorcé en 2002. Les travaux en cours font partie du programme subventionné par le CRSNG pour la période 2011-2016, et qui est intitulé « Transformation et adaptation des écosystèmes riverains en lien avec les changements climatiques ».

Le premier chapitre de ce mémoire est une description du projet de recherche où sont détaillés la problématique, le territoire à l'étude, la revue de littérature, l'objectif du projet, les principales hypothèses, l'approche méthodologique et les résultats. Le second chapitre présente un article qui sera soumis à la revue *Journal of Soil Science and Environmental Management* ayant pour titre *Distribution spatiale du carbone organique et de l'azote dans les sols en fonction des zones de récurrence d'inondation*. Enfin, la dernière partie se compose de cinq annexes dont la première contient différentes cartes représentant les valeurs des propriétés chimiques et physiques des sols mesurées pour chacun des échantillons. La seconde annexe se compose d'une cartographie complète des photographies aériennes géoréférencées dans le cadre d'un projet sur l'évolution de l'utilisation du sol dans mon secteur d'étude. La troisième annexe comprend le modèle numérique d'élévation créé à partir des données LIDAR ayant servi de référence pour les données d'altitude dans différents projets en 2015-2016. La quatrième annexe comprend les diagrammes de texture des

sols et les graphiques des données obtenues suivant les différentes zones. Enfin, la cinquième annexe est un article publié dans la revue scientifique *Water* auquel j'ai contribué.

RÉSUMÉ

Plusieurs facteurs édaphiques et morphologiques sont à l'origine des variations des teneurs en carbone organique total (COT%) et en azote total (AT%) dans les sols. Malgré l'importance de ces deux nutriments pour les processus pédogénétiques, peu d'études se sont consacrées à l'analyse des variations des teneurs en carbone organique (C.O.) et en azote (N) pour les sols alluviaux soumis à des inondations fréquentes. Des mesures sur les concentrations en C.O. et en N, ainsi que sur d'autres propriétés physico-chimiques du sol (épaisseur des litières, texture, pH, fer (Fe), aluminium (Al), couleur, densité apparente) ont été réalisées dans différentes zones de récurrence d'inondation (intervalles de 0-20 ans et de 20-100 ans) et dans des zones non inondées dans le secteur de Richmond, en bordure des rives de la rivière Saint-François (Centre-sud du Québec). L'analyse des données indique que les concentrations en C.O. et en N sont significativement plus faibles dans la zone de récurrence d'inondation de 0-20 ans ($2,09 \pm 0,8 \%$ et $0,17 \pm 0,05 \%$ respectivement) que pour les deux autres zones, soit de $3,44 \pm 1,56 \%$ et $0,26 \pm 0,1 \%$ (récurrence d'inondation de 20-100 ans) et de $3,51 \pm 1,56 \%$ et $0,27 \pm 0,11 \%$ (zone extérieure des plaines inondables). Les concentrations en C.O. et en N diminuent avec la profondeur, et ce, pour les trois zones étudiées. Toutefois, leur patron de distribution est moins différencié pour la zone de récurrence d'inondation de 0-20 ans, indiquant une plus faible variation des teneurs de C.O et N de la surface à la base du profil. Quant à la litière au sol, elle est quasi absente dans la zone de récurrence de 0-20 ans (épaisseur moyenne de 0,79 cm) et est plus présente dans la zone de récurrence de 20-100 ans (épaisseur moyenne de 2,84 cm), ainsi que dans la zone non inondée (épaisseur moyenne de 3,65 cm). Ces résultats indiquent que les crues successives entraînent un appauvrissement des sols en C.O. et en N dans les zones fréquemment inondées, lequel s'explique largement par les faibles apports de matière organique.

Mots-clés : Carbone organique (C.O.), azote (N), biomasse au sol (litière), fer, aluminium, sols alluviaux, pédologie, zones riveraines, zones de récurrence d'inondation, sud du Québec.

TABLE DES MATIÈRES

AVANT-PROPOS	iv
RÉSUMÉ.....	vi
LISTE DES TABLEAUX.....	x
LISTE DES FIGURES	xi
LISTE DES ABRÉVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES	xii
 CHAPITRE I	
INTRODUCTION GÉNÉRALE	1
1.1 Problématique	1
1.2 Territoire à l'étude	2
1.3 Revue de littérature.....	4
1.3.1 La matière organique dans le sol	4
1.3.2 Le carbone organique et l'azote dans les sols.....	6
1.3.3 Répartition spatiale du carbone organique et de l'azote dans les sols	8
1.3.4 Variation des teneurs en fonction du régime des crues	13
1.4 Objectifs du projet	14
1.4.1 Description du cadre de l'étude	14
1.4.2 Objectifs de la recherche.....	15
1.5 Hypothèses de travail.....	15
1.6 Approche méthodologique.....	16
1.6.1 Données historiques d'inondations	18
1.6.2 Travaux de terrain et échantillonnage.....	18
1.6.3 Prétraitements des échantillons de sols.....	20
1.6.4 Analyse des données	21
1.7 Résultats.....	22
1.7.1 Gradient horizontal	22
1.7.2 Gradient vertical	29
1.8 Conclusion	32

CHAPITRE II	
DISTRIBUTION SPATIALE DU CARBONE ORGANIQUE ET DE L'AZOTE DANS LES SOLS EN FONCTION DES ZONES DE RÉCURRENCE D'INONDATION.....	34
2.1 Résumé de l'article	35
2.2 Introduction.....	36
2.3 Matériels et méthodes	39
2.3.1 Zone d'étude	39
2.3.2 Sites et échantillonnage des sols	40
2.3.3 Analyses physiques et chimiques des échantillons.....	41
2.3.4 Analyses statistiques	42
2.4 Résultats.....	43
2.4.1 Caractéristiques du sol	43
2.4.2 Épaisseur de la biomasse au sol	44
2.4.3 Concentration en carbone organique total (COT%) et azote total (AT%)	45
2.4.4 Distribution verticale du carbone organique total (COT%) et de l'azote total (AT%)	45
2.4.5 Corrélation entre les différentes propriétés du sol	46
2.5 Discussion.....	46
2.5.1 Variation du pH, de la densité apparente et de la texture	46
2.5.2 Distribution du carbone organique et de l'azote selon les zones d'étude	48
2.5.3 Distribution verticale du carbone organique total (COT%) et de l'azote total (AT%)	49
2.5.4 Variation de l'épaisseur de la biomasse au sol en fonction des zones d'étude	49
2.6 Conclusion	51
2.7 Remerciements	51
2.8 Références.....	52
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	64

ANNEXE A	
CARTOGRAPHIE DES VALEURS ET CONCENTRATIONS DES PROPRIÉTÉS PHYSICO-CHIMIQUES POUR CHACUN DES ÉCHANTILLONS	69
ANNEXE B	
CARTES DES PHOTOGRAPHIES AÉRIENNES GÉORÉFÉRENCÉES.....	77
ANNEXE C	
MODÈLE NUMÉRIQUE D'ÉLEVATION CRÉÉ À PARTIR DES DONNÉES LIDAR	85
ANNEXE D	
DIAGRAMMES DE TEXTURE ET RÉSULTATS EXPRIMÉS SOUS FORME DE GRAPHIQUES EN FONCTION DES ZONES D'ÉTUDE (BOX-PLOT)	87
ANNEXE E	
ARTICLE SCIENTIFIQUE PUBLIÉ DANS LA REVUE WATER AUQUEL J'AI CONTRIBUÉ.....	94

LISTE DES TABLEAUX

Tableau	Page
1.1 Nombre de quadrats en fonction de la zone de récurrence d'inondation et du secteur, été 2011 et 2012.....	17
1.2 Résultats des tests d'ANOVA pour les propriétés physiques et chimiques des sols en fonction des trois zones étudiées (ZFI, ZMI et ZNI).....	26
1.3 Résultats des tests de comparaison multiple (Tukey) des trois zones étudiées (ZFI, ZMI et ZNI) pour les propriétés dont le test d'ANOVA est significatif	27
2.1 Propriétés physiques et chimiques des couches de surface (0-20 cm) du sol en zones inondables (ZFI et ZMI) et non inondées (ZNI) et résultat du test d'ANOVA	57
2.2 Biomasse au sol (litière) suivant les différentes zones d'étude (ZFI, ZMI et ZNI) et résultat du test d'ANOVA.....	58
2.3 Résultats du test de Tukey pour la comparaison des moyennes de COT%, d'AT% et de biomasse (cm) entre les trois zones d'étude (ZFI, ZMI et ZNI).....	59
2.4 Corrélation entre les propriétés du sol (profondeur de 0-20 cm) pour les différentes zones (ZFI, ZMI et ZNI)	60

LISTE DES FIGURES

Figure		Page
1.1	Localisation du site d'étude (point en vert) le long de la rivière Saint-François (Centre-Sud du Québec)	3
1.2	Représentation graphique d'un transect d'échantillonnage	19
1.3	Matrice de corrélation pour l'ensemble des sites échantillonnés (n = 86).....	28
1.4	Matrice de corrélation pour chacune de zones étudiées (ZFI, ZMI et ZNI) ..	29
1.5	Variation verticale des concentrations en C.O. et en azote dans les sols en fonction des zones d'étude	30
1.6	Variation verticale du pH du sol en fonction des zones d'étude	31
1.7	Variation verticale des concentrations en fer/aluminium en fonction des zones d'étude	32
2.1	Localisation du site d'échantillonnage (Sampling area) en bordure de la rivière Saint-François (Centre-Sud du Québec, Canada)	61
2.2	Variation verticale du C.O. suivant les différentes zones (ZFI, ZMI et ZNI)	62
2.3	Variation verticale de l'azote suivant les différentes zones (ZFI, ZMI et ZNI)	63

LISTE DES ABRÉVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES

Al	Aluminium
Al%	Pourcentage d'aluminium
AT%	Azote total
C	Carbone
C/N	Ratio Carbone/Azote
C.O.	Carbone organique
CO ₂	Dioxyde de carbone
COGESAF	Conseil de gouvernance de l'eau des bassins versants de la rivière Saint-François
COT%	Carbone organique total
CRSNG	Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada
Fe	Fer
Fe%	Pourcentage de fer
N	Azote
pH	Potentiel hydrogène
UQTR	Université du Québec à Trois-Rivières
SCCS	Système canadien de classification des sols
ZFI	Zone fréquemment inondée
ZMI	Zone modérément inondée
ZNI	Zone non inondée

CHAPITRE I

INTRODUCTION GÉNÉRALE

1.1 Problématique

Au cours de la dernière décennie, le nombre d'études concernant les effets des changements climatiques sur l'environnement n'a cessé d'augmenter. Parmi celles-ci, on compte plusieurs recherches portant sur les changements hydrologiques associés à une variation des précipitations et des températures (Douglas *et al.*, 2000; Middelkoop *et al.*, 2001; Ozkul, 2009; Wang *et al.*, 2010; Meenu *et al.*, 2013). L'une des conséquences potentielles des changements climatiques sur le cycle de l'eau est l'augmentation du nombre de crues et de leur intensité. De telles variations ont d'ailleurs été enregistrées en Europe, au Canada et au Québec, particulièrement durant la seconde partie du 20^e siècle (Wilby *et al.*, 2008; Saint-Laurent *et al.*, 2009; 2010; Laforce *et al.*, 2011).

En effet, d'importantes modifications des régimes hydrologiques des tributaires du fleuve Saint-Laurent sont à prévoir en réponse aux changements hydroclimatiques (Boyer *et al.*, 2010; Laforce *et al.*, 2011). Des études sur les inondations (Saint-Laurent *et al.*, 2009, 2010) portant sur le bassin versant de la rivière Saint-François montrent qu'il y a une augmentation significative de la fréquence des inondations pour la période 1959-2005. Ces études indiquent que ce phénomène est en hausse depuis les 30 dernières années.

Les écosystèmes riverains varient largement en fonction de la dynamique fluviale (Boyer *et al.*, 2010). En effet, les inondations sont susceptibles d'avoir une incidence directe sur les processus pédogénétiques et l'appauvrissement des sols riverains, notamment en ce qui concerne la biomasse au sol (matière organique morte accumulée à la surface du sol), le carbone organique (C.O.) et l'azote. L'augmentation de la fréquence des crues au cours des 30 dernières années pourrait avoir affecté les processus

de formation des sols alluviaux en maintenant ceux-ci dans un état immature. Aussi, la mise en place de plusieurs couches alluvionnaires en zones inondables pourrait avoir un impact sur le potentiel de régénération des peuplements riverains (Berthelot *et al.*, 2014, 2015; Saint-Laurent *et al.*, 2010). À l'heure actuelle, il importe de quantifier l'impact des changements climatiques sur l'environnement fluvial afin de mieux comprendre comment ces milieux évolueront dans les prochaines décennies. Cette étude tentera donc de mettre en évidence l'impact des inondations récurrentes sur la qualité des sols riverains dans le tronçon fluvial de la rivière Saint-François (secteur Richmond), situé dans le Centre-Sud du Québec, laquelle rivière est fréquemment affectée par les inondations.

1.2 Territoire à l'étude

Le territoire à l'étude se situe sur la rive sud du fleuve Saint-Laurent, plus précisément dans le bassin hydrographique de la rivière Saint-François (Figure 1.1). Celui-ci occupe une superficie d'environ 10 228 km², dont 85 % se trouve au Canada. La zone forestière est dominante pour ce qui est de l'occupation du sol de ce bassin (65,7 %), suivit par la zone agricole (22,9 %). Les zones urbaines, l'eau et les milieux humides composent le reste de territoire (11,4 %). Le bassin versant de la rivière Saint-François traverse trois régions administratives, soit le Centre-du-Québec (11 %), l'Estrie (80 %) et les Chaudière-Appalaches (9 %), en plus de parcourir deux ensembles physiographiques, soit les Basses-Terres du Saint-Laurent pour sa partie aval et les Appalaches pour sa partie amont. La zone située dans les Basses-Terres du Saint-Laurent s'étend de l'embouchure de la rivière jusqu'à la municipalité de Drummondville. On y trouve un relief généralement plat et une prédominance des activités agricoles et urbaines. La zone appalachienne s'étend quant à elle de Drummondville jusqu'à la source de la rivière (lac Saint-François) et présente un relief variable dominé par les activités forestières et agroforestières. Le paysage fluvial de cette rivière se caractérise par la présence de sédiments alluvionnaires récents ou anciens, de tills, de dépôts fluvio-glaciaires et glaciolacustres et d'affleurements rocheux (Lavoie *et al.*, 2006). Au total, 18 barrages hydroélectriques (dont 6 directement sur la

rivière Saint-François) et 12 petits barrages de régulation sont édifiés dans ce bassin versant (Cogesaf, 2006).

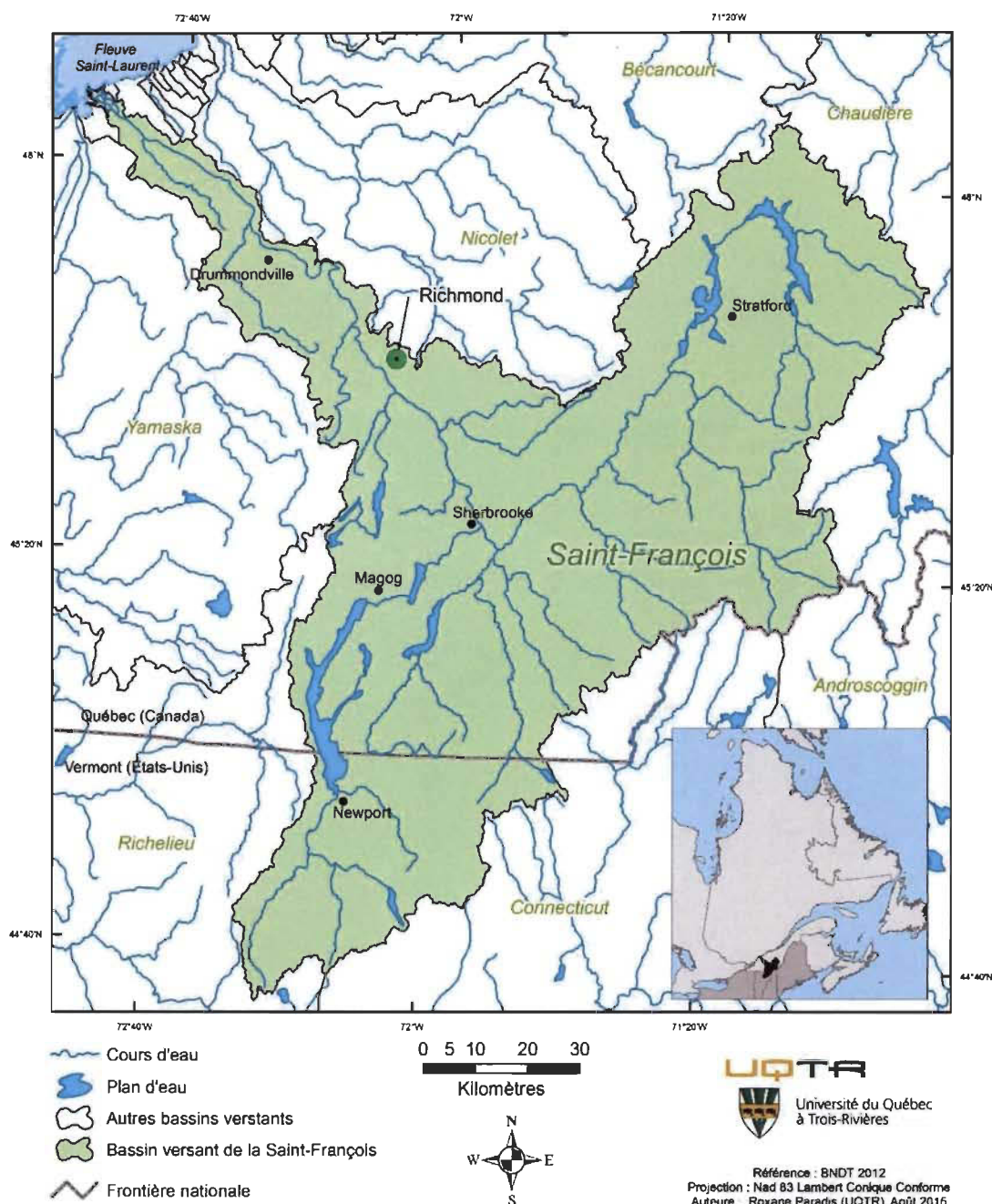


Figure 1.1 Localisation du site d'étude (point en vert) le long de la rivière Saint-François (Centre-Sud du Québec).

Les sites à l'étude sont situés dans la zone alluviale de la rivière Saint-François, sur le tronçon entre Drummondville (secteur Saint-Nicéphore) et Sherbrooke (Figure 1.1), lequel est soumis à des crues fréquentes, particulièrement depuis les années 1970 (Lavoie *et al.*, 2006; Saint-Laurent *et al.*, 2010). Plus précisément, le secteur ciblé est celui de Richmond qui compte parmi les municipalités les plus affectées par les inondations dans le bassin versant de la rivière Saint-François (Saint-Laurent *et al.*, 2009, 2010). De plus, le secteur de Richmond, en rive gauche, est constitué d'une large plaine alluviale boisée qui comprend plusieurs zones de récurrence d'inondation et des zones boisées non inondées.

1.3 Revue de littérature

1.3.1 La matière organique dans le sol

Les constituants organiques du sol proviennent de la décomposition de la matière organique végétale, animale et bactérienne. Ces substances sont en constante évolution dans le sol et sont transformées par divers processus géochimiques à travers le temps. Comme elle joue un rôle majeur sur les propriétés du sol, il est important que la matière organique soit constamment renouvelée (Brady et Weil, 2008). D'ailleurs, la matière organique est un important indicateur de fertilité et de qualité des sols, c'est pourquoi ce paramètre est souvent le premier mesuré lors de l'étude d'un sol et de son écosystème (Paré, 2011).

La matière organique du sol, principalement composée de carbone, sera en partie transformée lors des réactions d'oxydation au contact de l'oxygène. Cependant, c'est la transformation par les organismes décomposeurs qui est le processus biochimique le plus important pour la transformation de la matière organique au sol. La nature de la matière organique fait en sorte qu'elle est plus ou moins facile à transformer. En effet, les composés organiques du sol peuvent être divisés en deux groupes, soit la fraction labile et la fraction récalcitrante. La fraction labile est composée de produits facilement minéralisés, par exemple les sucres, la cellulose et l'hémicellulose. Cette fraction

produits divers composés volatils (retour à l'atmosphère) et non volatils (utilisés par les plantes) qui favorisent un cycle rapide du C.O. et de l'azote dans les sols. La fraction récalcitrante est quant à elle moins facilement décomposable et est composée de substances telles que la lignine, les cires et les phénols. Cette fraction conduit à la formation de substances humiques qui se caractérisent par leur stabilité et leur complexité dans le sol. Il est possible de connaître les principaux constituants des substances humiques à l'aide de diverses méthodes, comme la séparation par voie chimique et la Résonance Magnétique Nucléaire (RMN) (Legros, 2007; Paré, 2011).

Divers processus chimiques, physiques et biochimiques peuvent protéger la matière organique du sol de la décomposition. Les phénomènes d'adsorption (c.-à-d. fixation des composés organiques sur les argiles et les limons) et d'agrégation (c.-à-d. assemblage des constituants organiques en agrégats) sont les principaux processus chimiques et physiques retardant la transformation des composés organiques. Enfin, la nature de la matière organique (labile ou récalcitrante) constitue sa principale protection biochimique, comme mentionné dans le paragraphe précédent (Paré, 2011).

La matière organique augmente la capacité d'échange cationique des sols en plus de constituer un réservoir de nutriments assimilables pour la végétation. Lorsqu'elle se décompose, la matière organique relâche les divers nutriments sous forme d'ions, les rendant ainsi disponibles pour la végétation. Enfin, la matière organique animale et végétale constitue la principale source d'énergie et de carbone pour les organismes du sol. L'activité biochimique du sol serait impossible sans ces apports (Brady et Weil, 2008).

Dans un sol, les teneurs et les concentrations en C.O. vont varier en fonction de divers processus menant à l'addition ou à la perte d'éléments nutritifs. Les gains sont liés aux intrants de matière organique dans le sol, alors que les pertes sont attribuables aux processus de transformation du carbone en CO_2 et en C.O. dissous ainsi qu'à l'érosion du sol (Smith, 2007).

1.3.1.1 Influence des inondations sur la matière organique

L'accumulation de biomasse au sol et la formation de la litière sont affectées par le courant lors d'épisodes de crues (Drouin *et al.*, 2011; Gervais-Beaulac *et al.*, 2013). Les sédiments, la matière organique et par le fait même les nutriments peuvent être transportés par le courant vers l'aval, ce qui nuit au développement des sols en amont (perte de matière organique à la surface du sol) et affecte l'implantation de jeunes pousses végétales par la force des courants et des crues (Berthelot *et al.*, 2014). Dans une certaine mesure, ces facteurs inhibent la régénération végétale, ce qui par la suite nuit au processus de formation de la litière et engendre une diminution de la matière organique du sol.

Selon Bayley et Guimond (2009), les crues ont plusieurs effets positifs sur l'environnement riverain en aval, par exemple de fournir un apport en eau, en nutriments et en sédiments. Néanmoins, les crues trop fréquentes perturbent les zones inondables en découpant les surfaces et causant une perte de la biomasse au sol (litière). Des travaux récents dans notre secteur d'étude permettent de constater un appauvrissement des sols riverains (Saint-Laurent *et al.*, 2014). De plus, la teneur en C.O. dans les sédiments est significativement plus élevée pour les zones à l'extérieur des plaines inondables que pour les zones affectées par les inondations. Cela suggère que les crues successives contreviennent à l'accumulation de la biomasse du sol. Il existerait donc parfois une relation négative entre la fréquence des inondations et la teneur en C.O. des sols alluviaux.

1.3.2 Le carbone organique et l'azote dans les sols

1.3.2.1 Distribution verticale du carbone organique et de l'azote

Plusieurs études montrent que les teneurs en C.O. et en azote varient beaucoup selon la profondeur du sol et selon les utilisations, soit agricole et forestière (Dam *et al.*, 1997; Conant *et al.*, 2003; Don *et al.*, 2007; Schilling *et al.*, 2009; Li *et al.*, 2013). Par exemple, l'étude de Conant *et al.* (2003) montre des variations importantes des

teneurs en carbone entre les sols cultivés et forestiers. Aussi, on constate que les teneurs en carbone diminuent avec la profondeur pour l'ensemble des zones échantillonnées, quel que soit le type de couvert. La majorité du carbone du sol (50,1 à 61,4 % selon la zone étudiée) était surtout concentrée dans les 10 premiers centimètres du sol, ensuite, 25 à 32 % du carbone entre 10 et 20 cm, et finalement, 13 à 19 % du carbone sous les 20 cm de profondeur.

Li *et al.* (2013) obtiennent des résultats similaires. La densité de C.O. pour les 20 premiers centimètres du sol est en moyenne de 50,24 %, toute utilisation du sol confondue; cette densité diminue encore une fois avec la profondeur. La relation entre la profondeur du sol et la quantité de C.O. affiche une courbe prononcée pour les 60 premiers centimètres de sol. Cependant, la variation est faible au-delà de 60 cm, où les teneurs en C.O. sont principalement influencées par la distribution verticale des racines.

En zones riveraines, les teneurs en carbone et en azote indiquent également une forte diminution avec la profondeur (Schilling *et al.*, 2009). La plus grande concentration de sédiments fins en surface explique en partie cette diminution. En effet, cette étude montre qu'il existe une corrélation positive entre la teneur des sédiments en argile et la présence de C.O. dans le sol, quoique cette relation ne soit pas significative pour l'azote. La variation verticale de ces deux propriétés du sol (C.O. et N) est également corrélée avec la structure stratigraphique de la zone riveraine. En effet, l'environnement de déposition des sédiments (végétation en place, hauteur de la nappe phréatique, fréquence des inondations, charge sédimentaire, etc.) pourrait donc expliquer en partie la variation verticale de ces deux composantes (Schilling *et al.*, 2009).

Le transport du C.O. entre les différentes couches du sol est dépendant de plusieurs processus physiques et biotiques. Malgré l'importance des phénomènes de diffusion dans la plupart des sols (principalement de mixage et de lixiviation), on constate un plus faible apport en matière organique dans les profondeurs du sol, montrant le plus souvent une relation inverse entre la profondeur du profil et les teneurs

en carbone organique. Il y aurait également un changement de nature du C.O. avec la profondeur. Pour les horizons de surface, le carbone dit « jeune » contribuerait davantage, alors que le carbone dit « vieux » (persistance pour plusieurs millénaires dans le sol) contribuerait davantage en dessous de 40 centimètres (Dam *et al.*, 1997).

Don *et al.* (2007) soulignent également l'importance des processus de transport du carbone (infiltration par l'eau et bioturbation par les vers de terre) pour l'accumulation de celui-ci dans les différents compartiments du sol. Le changement de la texture du sol en fonction de la profondeur est également un élément qui expliquerait cette variation. Par exemple, la présence de lœss (sédiment éolien très fin) ou d'une couche d'argile dans le profil pourrait modifier le transport du C.O. dans les couches inférieures du sol. En effet, comme les particules d'argile ont tendance à diminuer l'infiltration en eau, le lessivage du C.O. dans le profil est ainsi entravé.

1.3.3 Répartition spatiale du carbone organique et de l'azote dans les sols

1.3.3.1 Facteurs anthropiques

Plusieurs études montrent comment les diverses utilisations du sol (pratiques agricoles, plantations, forêts, etc.) influencent les teneurs en C.O. et en azote du sol (Rodríguez-Murillo, 2001; Conant *et al.*, 2003; Evrendilek *et al.*, 2004; Häring *et al.*, 2013; Wiesmeier *et al.*, 2013). De façon générale, on considère que les terres cultivées contiennent moins de C.O. que les prairies et les forêts. L'absence de résidus organiques et la culture intensive sont principalement en cause. D'abord, l'absence de résidus de culture enrayer les intrants en matière organique, ce qui empêche le retour du carbone au sol via la décomposition de la végétation morte. En ce qui concerne le labourage, il augmente l'aération du sol et réduit la quantité de particules qui protègent la matière organique (Häring *et al.*, 2013). L'ensemble des pratiques culturales mentionnées précédemment engendre aussi des changements en ce qui concerne les propriétés du sol, par exemple au niveau de sa densité apparente et de sa porosité qui vont également influencer sa teneur en carbone organique. La transformation d'une prairie en terre

cultivée peut générer une baisse d'environ 45 % des teneurs en C.O. (Evrendilek *et al.*, 2004).

L'érosion des sols est un processus qui peut également affecter le stockage du carbone et de l'azote (Gregorich *et al.*, 1998, Evrendilek *et al.*, 2004; Wei *et al.*, 2009; Wantzen *et al.*, 2012; Häring *et al.*, 2013). Selon Häring *et al.* (2013), l'érosion des sols engendrée par la culture à grand interligne amène une perte plus grande du C.O. et une diminution de la décomposition et des intrants en matière organique. L'érosion influence les teneurs en C.O. du sol de deux manières. Dans un premier temps, elle diminue la productivité et l'apport de résidus au sol. En effet, l'érosion des sols modifie les processus biologiques de la minéralisation du C.O. de manière drastique. Aussi, comme l'érosion réduit habituellement la production primaire d'un site, elle peut nuire aux réserves de C.O. du sol en réduisant les quantités retournées au sol par les résidus de plantes. Dans un deuxième temps, les processus d'érosion redistribuent le C.O. selon la toposéquence. Les sites de déposition sédimentaire contiennent habituellement plus de C.O. sous forme labile que les sites érodés puisque ce matériel est facilement transportable. Si l'accumulation de sédiments est importante, le résultat de l'enterrement de la couche active de matière organique pourrait générer une augmentation du stockage du carbone dans le profil (Gregorich *et al.*, 1998).

1.3.3.2 Caractéristiques du sol

La densité apparente du sol peut avoir une influence sur sa teneur en C.O. (Evrendilek *et al.*, 2004; Don *et al.*, 2007). La densité dépend quant à elle de la nature du matériel parental qui forme les sédiments, des processus de pédogénèse spécifique à la zone étudiée et de la capacité du sol à former des agrégats. Dans la majorité des cas, la densité apparente du sol et les teneurs en C.O. sont négativement corrélées (Don *et al.*, 2007).

La composition du sol, et plus particulièrement sa teneur en argile, est susceptible de modifier les teneurs d'un sol en C.O. et en azote (Jobbàgy *et al.*, 2000; Alvarez *et al.*,

2005; Smith, 2007; Cabezas *et al.*, 2009; Bedison *et al.*, 2013). La grande majorité des auteurs s'entendent pour dire que les teneurs en argile, en C.O. et en N sont positivement corrélées. La portion d'argile est un facteur important pour la stabilisation du C.O. dans le sol à cause de la formation du complexe argilo-humique et de la protection physique qu'elle procure au C.O. en se liant à l'intérieur des agrégats. Les particules sont ainsi protégées contre les communautés hétérotrophes. Cette tendance a d'ailleurs été observée dans l'étude de Häring *et al.* (2013). Avec la hausse de la teneur en argile, les intrants en C.O. augmentent, de même que les stocks initiaux dans le sol. De plus, la stabilité des agrégats engendrée par une hausse des teneurs en argile réduirait les risques d'érosion, qui comme nous l'avons mentionné précédemment, peuvent nuire aux réserves de carbone organique. Selon une autre étude (Jobbàgy *et al.*, 2000), la teneur en argile serait plus fortement corrélée à la teneur en C.O. dans les horizons plus profonds du sol (profondeur de plus d'un mètre). Ce résultat peut être attribuable à la hausse du nombre de particules du cycle « lent » du C.O. à de telles profondeurs. Encore une fois, les particules de carbone sont associées aux argiles et aux minéraux non cristallins, ce qui assure leur stabilité et leur protection dans le sol. La thèse de Bechtold (2007), réalisée en zone riveraine, corrobore la théorie selon laquelle la texture est un paramètre dont l'influence est capitale pour la biogéochimie du sol. Selon cette étude, la distribution du carbone et de l'azote sont fortement reliés à la taille des particules (texture) pour l'ensemble des sites échantillonnés. La déposition par le cours d'eau de sédiments pouvant contenir des particules de matière organique, par exemple, est faible comparativement à l'apport de sources autochtones et finalement, a un impact négligeable sur le bilan de carbone du sol. Cet auteur note également que les dépôts fluviaux sous forme minérale jouent un rôle important dans la structuration de la matière organique dans le sol. L'apport direct des alluvions en C.O. et en N demeure négligeable. C'est la taille des particules déposées qui aurait un impact sur l'accumulation de matière organique, principalement l'argile qui expliquerait environ 70 % de la distribution du C et de N du sol.

Les réserves en eau et l'humidité du sol peuvent également avoir une influence sur les teneurs en C.O. et en azote (Harms *et al.*, 2008, Austin et Strauss, 2011; Paré, 2011;

Batlle-Aguilar *et al.*, 2012; Wiesmeier *et al.*, 2013). En effet, il y aurait une réduction de la minéralisation de la matière organique dans les sols humides. L'activité des microorganismes responsables du cycle du C.O. dans le sol est en partie régulée par l'humidité du sol. Pour l'azote, c'est l'ensemble des processus relatifs au cycle de l'azote qui serait affecté par l'humidité du sol (Paré, 2011).

D'autres facteurs reliés aux caractéristiques du sol sont aussi susceptibles de modifier les teneurs en C.O., notamment la porosité, la taille des agrégats, le pH (Evrendilek *et al.*, 2004), la capacité d'échange cationique (Smith, 2007) et le type de sol (Fu *et al.*, 2010).

1.3.3.3 Facteurs du site (environnement)

Le type de végétation en place est aussi susceptible de modifier les réserves en C.O. et en azote dans les sols. Le bilan des apports en matière organique, qui est intimement lié au type de végétation, est aussi un facteur ayant un impact considérable sur le teneur en carbone organique puisque la matière organique végétale constitue la principale source de C.O. et d'azote dans les sols (Jobbàgy *et al.*, 2000; Paul *et al.*, 2002; Smith, 2007; Fu *et al.*, 2010, Cierjacks *et al.*, 2011, Paré, 2011, Batlle-Aguilar *et al.*, 2012; Brovelli *et al.*, 2012; Bedison *et al.*, 2013). Comme mentionné précédemment, l'utilisation du sol (terres cultivées, reboisement, forêts, etc.) a un impact sur les nutriments du sol. Paul *et al.* (2002) mettent en évidence les effets du reboisement des sols agricoles. Cette étude résume 43 articles concernant les teneurs en C.O. dans les sols où l'on a reboisé d'anciennes terres cultivées. En moyenne, les teneurs en C.O. dans les dix premiers centimètres du sol diminuent au cours des cinq premières années suivant le reboisement. Cette perte serait attribuable au travail mécanique du sol requis pour la préparation du site de reboisement, ce qui accélérerait la décomposition du C.O. du sol. La faible croissance des plantes durant les premières années suivant le reboisement et, par conséquent, le faible retour de matière organique au sol expliquerait aussi la baisse des teneurs en C.O. dans les dix premiers centimètres du sol. Cependant, à d'autres profondeurs, le C.O. augmenterait d'environ 0,5 à 0,86 % par an. Enfin, il

faudrait en moyenne 30 ans pour que les teneurs en C.O. dans les couches supérieures du sol des zones « nouvellement reboisées » soient plus élevées que celle des terres agricoles.

Les sols de plantations de bois tendre perdraient plus de carbone que les sols de plantation de bois dur ou d'espèces fixatrices d'azote, qui au contraire accumuleraient du carbone organique. Le caractère récalcitrant du C.O. du sol serait aussi déterminé par le type de végétation en place (Smith, 2007). Par exemple, les sols sous couvert forestier auraient tendance à fournir plus de matière organique au sol et seraient composés de matériaux plus récalcitrants que les prairies. Les intrants en C.O. sont également influencés par le niveau de productivité primaire de la végétation en place. Aussi, Fu *et al.* (2010) indiquent que certains types de végétation auraient un effet bénéfique sur les stocks de carbone et d'azote dans le sol conformément à leur capacité à réduire l'érosion des sols. L'importance de la biomasse racinaire est un élément pouvant expliquer les différences de teneur en C.O. et en N des sols. Plus la quantité et la densité des racines fines sont importantes, plus les teneurs des nutriments seraient importantes. La biomasse sous la terre serait la source principale de carbone, et plus de 55 % de cette biomasse (principalement sous forme de racine) se trouverait dans les cinq premiers centimètres du sol (Don *et al.*, 2007).

L'étude de Bedison *et al.* (2013) compare les teneurs de C.O. et de N du sol non forestier et forestier dans la zone riveraine. Bien que les teneurs et concentrations en C.O. soient plus élevées sous couvert forestier, la grande variabilité entre les échantillons sous couvert forestier fait en sorte que les résultats ne sont pas significatifs sur le plan statistique. En ce qui concerne l'azote, les différences notées n'étaient pas significatives non plus. C'est plutôt la présence d'un horizon organique qui serait significative au niveau de la rétention des nutriments. En effet, 70 % des sites forestiers étudiés dans la zone inondable n'avaient pas d'horizon organique. En comparaison avec les sites forestiers et non forestiers, les sites présentant un horizon organique emmagasinent en moyenne 128 % plus de carbone que les sites forestiers sans horizon organique et 82 % plus de carbone que les sites non forestiers. Dans ce cas-ci, c'est

cependant la présence de vers de terre qui justifieraient l'absence d'horizon organique à la surface du sol et non le lessivage par les crues.

Enfin, la topographie est également un facteur déterminant pour les réserves de carbone et d'azote du sol (Fu *et al.*, 2010; Paré, 2011; Bedison *et al.*, 2013; Li *et al.*, 2013; Oueslati *et al.*, 2013). L'étude de Bedison *et al.* (2013) montre l'existence d'une relation inverse significative entre les teneurs en C.O. et en N et l'élévation par rapport au cours d'eau. Plus le site est élevé, plus les teneurs de ces nutriments diminuent. La topographie spécifique d'un site pourrait également permettre de comparer les teneurs en C.O. entre divers sites ayant un climat et une couverture végétale similaire (Oueslati *et al.*, 2013).

1.3.4 Variation des teneurs en fonction du régime des crues

Dans l'étude de Cierjacks *et al.* (2010), on constate que la concentration en C.O. dans l'horizon de surface augmente significativement à mesure que l'on s'éloigne du chenal. Les sédiments fins qui sont déposés plus loin dans la zone de faible courant et plus éloignés du chenal retiennent davantage les particules organiques. On note également que l'épaisseur de la couche de surface contenant du C.O. augmente lorsque l'on se dirige vers l'aval du cours d'eau. Cette étude met également en évidence l'importance de la structure de la végétation dans la composition du sol. Le caractère particulièrement dynamique de la zone de grands courants fait en sorte qu'on y trouve un grand nombre de tiges, une végétation sous-jacente plus importante, mais une diminution du diamètre des tiges et une canopée moins importante. Des concentrations et des stocks significativement plus faibles de C.O. ont d'ailleurs été mesurés dans ces secteurs de grands courants. Enfin, on note également un plus grand nombre d'horizons dans cette zone comparativement à la zone à faibles courants. Celle-ci se caractérise plutôt par un faible nombre de tiges, une végétation sous-jacente moins importante ainsi qu'un diamètre des tiges et une canopée plus importante. De plus grandes concentrations et de plus grands stock de C.O. y sont mesurés.

Enfin, les travaux récents effectués dans notre secteur d'étude (Drouin *et al.*, 2011; Gervais-Beaulac *et al.*, 2013) montrent que les crues fréquentes et l'aggradation verticale (accumulation de sédiments de crues) des plaines alluviales maintiennent le sol dans un état immature et engendrent une diminution de la teneur du sol en carbone organique. Il est possible que les inondations inhibent aussi les processus d'humification et de minéralisation essentiels aux cycles biogéochimiques des sols.

1.4 Objectifs du projet

1.4.1 Description du cadre de l'étude

Ce projet de maîtrise fait partie du programme de recherche de la professeure Diane Saint-Laurent du Département des sciences de l'environnement à l'UQTR et s'inscrit dans l'un des volets de recherche sur les sols alluviaux en zone riveraine amorcé en 2002. Les travaux en cours font partie du programme subventionné par le CRSNG pour la période 2011-2016, et qui est intitulé « Transformation et adaptation des écosystèmes riverains en lien avec les changements climatiques ».

Le site à l'étude se trouve dans la portion centre-sud du Québec. De manière plus précise, les échantillons proviennent de la zone riveraine de la rivière Saint-François, du secteur de Richmond. Le bassin versant de cette rivière a été ciblé en raison de la fréquence des inondations. Elles sont en augmentation depuis les années 1970 (Saint-Laurent *et al.*, 2009, 2010). De plus, les recherches de la professeure Saint-Laurent se sont concentrées sur cette région hydrographique au cours des dernières années; les données recueillies dans le cadre de ce projet permettront d'obtenir un portrait plus complet de ce secteur d'étude.

Un échantillonnage systématique du sol en fonction des zones de récurrence d'inondation (intervalles de 0-20 ans et de 20-100 ans) et à l'extérieur des zones inondables a été effectué. Les sites sélectionnés sont sous couvert forestier et les feuillus dominant dans les zones alluviales, alors que les résineux sont plus nombreux dans les

zones extérieures. Les principaux paramètres chimiques analysés sont le C.O. et l'azote. Ces paramètres ont été choisis en raison de leur importance dans le processus de développement pédologique et des échanges biogéochimiques, ainsi que sur leur influence sur les peuplements riverains. Les quantités de biomasse au sol et les principales propriétés physiques des échantillons (texture, structure, densité apparente, couleur) ont également été mesurées. Un certain nombre de profils pédologiques ont été caractérisés suivant la nomenclature du Système canadien de classification des sols (Groupe de travail sur la classification des sols, 2002).

1.4.2 Objectifs de la recherche

Ce projet de recherche a pour but de compléter et de poursuivre la caractérisation des sols de la zone riveraine de la rivière Saint-François amorcée par la professeure Saint-Laurent et son équipe au cours des dernières années. Plus précisément, ce projet a pour objectif d'évaluer la répartition spatiale des concentrations de C.O. et d'azote des sols dans la zone riveraine affectée par des crues fréquentes, ainsi que de caractériser et de mesurer la quantité de biomasse au sol. Les concentrations en C.O. et azote ont été mesurées en fonction des diverses zones de récurrence d'inondation (zone de récurrence de 0-20 ans et 20-100 ans) et comparées avec des zones situées à l'extérieur des zones inondées, mais situées à proximité des plaines inondables (gradient transversal). Les concentrations ont aussi été mesurées en fonction des profondeurs des profils pédologiques, soit de 0-20 cm, 20-40 cm, 40-60 cm, 60-80 cm et 80-100 cm (gradient vertical).

1.5 Hypothèses de travail

L'hypothèse principale sur laquelle s'appuie ce mémoire est que les crues successives enregistrées au cours des dernières décennies sur la rivière Saint-François (Saint-Laurent *et al.*, 2009, 2010) entraînent une dégradation des sols alluviaux en diminuant leur teneur en éléments nutritifs, particulièrement le C.O. et l'azote. En effet, le lessivage de la matière organique et le phénomène d'aggradation des plaines

alluviales entraînent une diminution des taux de C.O. et d'azote dans les sols de surface, plus particulièrement dans les zones où la fréquence d'inondations est élevée (intervalle de récurrence de 0-20 ans). Selon cette hypothèse, les concentrations en C.O. et en azote devraient suivre la tendance suivante : soit une diminution de la teneur de ces deux éléments (C. O. et N) dans les zones fréquemment inondées (intervalle de 0-20 ans), des concentrations plus ou moins élevées dans les zones moins fréquemment inondées (intervalle 20-100 ans), et enfin, des teneurs relativement plus élevées dans la zone non affectée par les inondations.

En ce qui concerne la variation verticale du C.O. et de l'azote, on s'attend à observer des teneurs en C.O. et N plus faibles avec la profondeur du profil pédologique pour les sols non affectés par les inondations. Par contre, on peut s'attendre à des concentrations plus constantes dans le profil pour la zone de récurrence de 0-20 ans, puisque le sol est maintenu dans un état immature en raison de l'apport constant de sédiments fins.

Enfin, la quantité de biomasse au sol tend à diminuer à mesure qu'on s'éloigne de la rive et a donc un impact direct sur les concentrations du C.O. et de l'azote contenus dans les sols. Comme les crues et décrues engendrent une perte de litière, on s'attend à obtenir des quantités de biomasse moins importantes dans la zone de récurrence de 0-20 ans que dans la zone 20-100 ans. La zone extérieure devrait quant à elle être pourvue d'une litière plus importante que les zones de récurrences d'inondation.

1.6 Approche méthodologique

Une campagne d'échantillonnage a été réalisée durant l'été et l'automne 2014 afin d'obtenir des données détaillées des effets des crues successives dans de larges plaines alluviales du secteur de Richmond, situé dans le cours moyen de la rivière Saint-François. Ce secteur est privilégié en raison de la dynamique fluviale, mais aussi de la préservation quasi intacte de ce milieu riverain des activités humaines. Aussi, ce site va nous permettre de comparer nos données avec les résultats des teneurs de C.O.

mesurées dans le même secteur d'étude, au cours de campagnes d'échantillonnage antérieures, dont celles effectuées au cours des années 2006-2007, et celles de 2011 et de 2012. Ainsi, il sera possible de dresser une évaluation temporelle des variations des teneurs en C. O. et N en fonction des divers sites d'échantillonnage.

Les échantillons analysés lors de la campagne d'échantillonnage de 2011 et 2012 ont fourni une excellente base de référence des taux de carbone et d'azote mesurés dans les sols riverains (Gervais-Beaulac *et al.*, 2013). Le tableau 1.1 fournit les secteurs d'étude qui ont été retenus lors de cette campagne d'échantillonnage en bordure de la rivière Saint-François. On compte plus de 504 prélèvements de sol, répartis dans 63 quadrats localisés dans les différentes zones d'inondation et à l'extérieure des plaines inondables (Gervais-Beaulac *et al.*, 2013; Saint-Laurent *et al.*, 2014).

Tableau 1.1

Nombre de quadrats en fonction de la zone de récurrence d'inondation et du secteur, été 2011 et 2012

Secteur	Zone de récurrence			TOTAL
	0-20 ans	20-100 ans	Extérieure	
Saint-Nicéphore	6	4	9	19
Richmond	10	3	3	16
Windsor	14	8	6	28
TOTAL	30	15	18	63

Rappelons que lors des campagnes d'échantillonnage de 2006-2007 et de 2011-2012, ce sont les secteurs de Richmond, de Windsor et de Saint-Nicéphore qui ont été ciblés. Ces secteurs sont particulièrement vulnérables aux crues. Ils figurent d'ailleurs parmi les municipalités les plus inondées dans le bassin versant de la rivière Saint-François (Saint-Laurent *et al.*, 2009). La grande majorité de ces sites sont sous couvert forestier.

1.6.1 Données historiques d'inondations

Une recension des épisodes d'inondation pour le bassin de la Saint-François a été effectuée dans le cadre d'études antérieures (Saint-Laurent *et al.*, 2001, 2009, 2014). Celle-ci couvre la période 1865-2005 et fut réalisée à partir de documents provenant de diverses sources (ministère de la Sécurité publique, Commission des eaux courantes du Québec, journaux régionaux, Centre interuniversitaire d'études québécoises et monographies régionales). Des données supplémentaires ont été recueillies au ministère de la Sécurité Publique pour la période 2005-2013.

Ces données montrent que, selon la période, il y a des différences significatives en ce qui concerne la récurrence des inondations. La séquence 1959-2005 est plus propice aux inondations que les autres périodes analysées (1865-1911 et 1912-1958). Aussi, ce recensement permet de mettre en évidence l'importance des crues printanières, qui compte pour un peu moins de 60 % du total des inondations. Les données supplémentaires recueillies pour la période 2005-2013 nous permettent de valider les données déjà recensées pour la période 2005-2010 et d'y ajouter les informations additionnelles sur les crues ayant eu lieu de 2010 à 2013.

1.6.2 Travaux de terrain et échantillonnage

1.6.2.1 Sélection des sites

Pour nos travaux de recherche, la campagne d'échantillonnage a été réalisée dans le secteur de Richmond. Les deux zones de récurrence d'inondation (0-20 ans et 20-100 ans) et des sites à l'extérieur des zones inondables ont été échantillonnées. Les sites d'échantillonnage ont été localisés en zone forestière dans les larges plaines inondables du secteur de Richmond, en rive gauche ainsi que sur une grande île (île Coddington) située face aux plaines inondables.

1.6.2.2 Prélèvements des échantillons de sol

Pour la campagne de terrain 2014, des transects traversant les deux zones de récurrences d'inondation et la zone extérieure ont été disposés perpendiculairement à la rive. À tous les 25 mètres, les 20 premiers centimètres du sol ont été échantillonnés. De plus, des échantillons ont été prélevés aux profondeurs suivantes : 20-40 cm, 40-60 cm, 60-80 cm et 80-100 cm, pour chacune des trois zones et pour chacun des transects. Ces différentes profondeurs du sol correspondent aux mêmes profondeurs qui ont été échantillonnées pour les travaux antérieurs, ce qui permet de comparer les données entre elles. Les échantillons ont été numérotés, tel qu'illustrés à la figure 1.2.

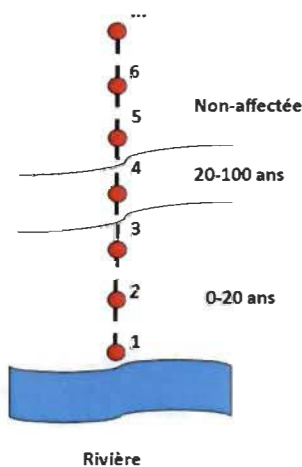


Figure 1.2 Représentation graphique d'un transect d'échantillonnage.

Les coordonnées de chacun des prélèvements ont été saisies à l'aide d'un système de positionnement global (GPS) de marque Garmin (modèle 60CSX).

Pour la biomasse au sol, un échantillon représentatif (un mètre carré) du site a été prélevé pour chacune des deux zones de récurrence d'inondation ainsi que pour la zone extérieure. L'état de décomposition de la matière organique a été évalué *in situ* à l'aide de l'échelle de décomposition de von Post (SISCan, 1982). L'épaisseur moyenne de litière a aussi été mesurée et quelques notes ont été prises sur la structure du sol.

1.6.2.3 *Fiche de terrain*

Chaque transect est accompagné d'une fiche de terrain qui contient les informations essentielles pour la caractérisation des divers sites, notamment les données pédologiques et les conditions du site (drainage, pente, profondeur de la nappe phréatique, utilisation du sol et type de sol), en se basant sur les critères du système canadien de classification des sols (Groupe de travail sur la classification des sols, 2002).

1.6.3 *Prétraitements des échantillons de sols*

1.6.3.1 *Identification des échantillons*

Lors des travaux de terrain, chaque échantillon a été placé dans un sac de plastique et identifié de manière précise. Le numéro d'identification a été composé à partir du numéro de transect, du numéro de prélèvement et de la profondeur du prélèvement. Ces données ont été ensuite compilées dans des fichiers Excel, incluant les notes des fiches de terrain.

1.6.3.2 *Séchage et caractérisation des échantillons*

Les échantillons récoltés ont été séchés à l'air libre en laboratoire pour une période d'une à deux semaines (selon la texture du sol) en vue des analyses physico-chimiques. Une fois le séchage complété, la couleur (Charte Munsell) et la texture des échantillons ont été déterminés à l'aide des critères du Système canadien de classification des sols (Groupe de travail sur la classification des sols, 2002). Pour la texture, un granulomètre laser (Analysette 22 de la compagnie Fritsch) a été utilisé au laboratoire de l'UQTR afin de déterminer précisément la distribution granulométrique de chaque échantillon. Cette caractérisation préliminaire des échantillons nous a permis d'avoir une première appréciation de l'état des sols échantillonnés.

Pour la biomasse, le séchage des échantillons s'est fait également dans des assiettes d'aluminium et a été par la suite pesé. La biomasse au sol a été décrite de façon qualitative afin d'identifier les principales composantes des litières (feuilles, aiguilles, mousses, etc.) et en fonction de classes de pourcentage (SISCan, 1982).

1.6.3.3 Préparation et expédition des échantillons

Pour les échantillons prélevés à la tarière manuelle, le C.O., l'azote, le fer, l'aluminium et le pH ont été analysés. Pour le C.O., l'azote, le fer, l'aluminium et le pH, les échantillons ont été passés au tamis afin d'obtenir la granulométrie désirée. Pour le pH, 10 grammes de sol de la fraction inférieure à 2 mm sont normalement utilisés pour la méthode de détermination du pH dans une solution de CaCl_2 (0.01M) (McKeague, 1978). Pour le C.O., on utilise plutôt la méthode de combustion par voie humide de Yeomans (1998) qui requiert 1,5 gr de sol tamisé à 150 microns. La méthode de dosage extractible au pyrophosphate de sodium a été utilisée afin de connaître les teneurs de Al et Fe (McKeague, 1978). Enfin, la méthode de Carter et Gregorich (2006) a été employée afin de déterminer la teneur en azote du sol. Pour ce test, la quantité de sol ainsi que la granulométrie requise sont les mêmes que pour le C.O., soit 1,5 gr de sol dont la granulométrie est inférieure à 150 microns.

Les échantillons ont été expédiés dans des laboratoires de l'Université Laval pour l'analyse du C.O., de l'azote, du fer, de l'aluminium et du pH, puisque les installations de nos laboratoires ne sont pas encore appropriées pour faire ces analyses.

1.6.4 Analyse des données

1.6.4.1 Traitements préliminaires

Les résultats des différentes analyses physico-chimiques ont été compilés dans une base de données sur Excel et également compilés dans un Système d'Information Géographique (SIG) afin de mieux évaluer leur répartition spatiale. Le logiciel ArcGIS (version 10.2) d'ESRI a été utilisé.

1.6.4.2 Analyse statistique des données

Les données obtenues ont fait l'objet de différents tests statistiques (ANOVA, Tukey, Pearson). Les postulats de ces tests statistiques ont été respectés. Ces tests ont permis d'évaluer les différences entre les propriétés physico-chimiques des deux zones de récurrence et de la zone à l'extérieur des plaines inondables notamment, et de comparer différents paramètres selon le gradient horizontal (distance du chenal) et vertical (profondeur). Des tests corrélations (Pearson) ont également été effectués entre les variables pédologiques (pH, C.O., N, texture, épaisseur de la biomasse, distance de la rive, altitude, etc.). Pour l'ensemble des tests effectués, un intervalle de confiance de 95 % a été utilisé. Les tests statistiques ont été réalisés à l'aide du logiciel R (version 3.2.0).

1.7 Résultats

La section qui suit contient les principaux résultats obtenus suite à l'échantillonnage et à l'analyse des sols du secteur Richmond. Les variations pédologiques suivant les gradients horizontal et vertical seront brièvement décrites dans le présent chapitre avec quelques éléments de conclusion.

1.7.1 Gradient horizontal

1.7.1.1 Biomasse au sol

On remarque que la composition de la biomasse au sol varie beaucoup d'une zone à l'autre. Dans la zone fréquemment inondée, la litière est présente dans seulement 28 % des cas et se compose principalement de tiges et de brindilles. Par contre, dans la plupart des cas (72 %), on n'observe aucune biomasse au sol dans cette zone. Il y a également des amoncellements de débris ligneux (branches, troncs), lesquels ont été transportés et déposés par les inondations. Dans la zone modérément inondée, tous les sites échantillonnés présentaient une certaine épaisseur de biomasse au sol. Celle-ci se compose principalement de brindilles, de mousses et de feuilles. Enfin, la composition

de la litière retrouvée dans la zone non inondée est la plus variée. On y trouve des brindilles, des mousses, des feuilles, des aiguilles de conifères et aussi des débris de plantes herbacées. Dans cette zone, la litière est également présente pour l'ensemble des sites échantillonnés.

L'épaisseur de la biomasse au sol varie d'une zone à l'autre. L'épaisseur moyenne dans la ZFI est de $0,79 \pm 1,65$ cm. L'épaisseur maximale mesurée sur le terrain est de 5,5 cm, ce qui constitue la plus faible valeur maximale mesurée au sein des trois zones d'étude. Pour la ZMI, l'épaisseur moyenne de la litière est de $2,84 \pm 2,79$ cm. La plage de données recueillie dans la ZMI est plus grande que celle de la ZFI; les données recueillies varient entre 0,7 et 11 cm pour la ZMI et entre 0 et 5,5 cm pour la ZFI. On constate une amplitude similaire à celle de la ZMI au sein des données recueillies dans la ZNI, où l'épaisseur de la biomasse varie entre 0,7 et 13 cm. L'épaisseur moyenne mesurée dans la ZNI est la plus grande parmi les trois zones ($3,65 \pm 2,95$ cm). En somme, l'épaisseur moyenne de la biomasse au sol est nettement plus faible dans la ZFI que dans les deux autres zones.

1.7.1.2 Propriétés chimiques

La concentration en C.O. total varie en fonction des trois zones. Pour la ZFI, des concentrations moyennes de $2,09 \pm 0,80$ % ont été mesurées, alors que pour la ZMI et la ZNI, les valeurs moyennes sont de $3,44 \pm 1,56$ % et de $3,51 \pm 1,56$ % respectivement. Les valeurs maximale et minimale les plus faibles proviennent de la ZNI, alors que les plus élevées proviennent de la ZMI. En ce qui concerne les valeurs médianes, elles sont de l'ordre de 1,99 %, 2,97 % et 3,42 % respectivement.

Pour ce qui est des concentrations en azote total, elles suivent les mêmes tendances que le C.O., à savoir des valeurs plus faibles dans la ZFI que pour les deux autres zones. Les concentrations moyennes sont de $0,17 \pm 0,05$ % et la médiane est de 0,16 % pour la ZFI. En ZMI, la valeur moyenne et la médiane sont toutes deux de 0,26 % avec un écart-type de $\pm 0,10$ %. Pour la ZNI, la concentration moyenne en azote est de

$0,27 \pm 0,10$ % avec une médiane de 0,24 %. Enfin, on note que la valeur maximale la plus faible a été mesurée dans la ZFI (0,30 %), tandis que les valeurs maximales d'azote dans les échantillons des deux autres zones pouvaient atteindre 0,58 %.

Le rapport carbone/azote (C/N) indique des valeurs similaires d'une zone à l'autre. Les valeurs moyennes sont de $12,23 \pm 1,90$ (ZFI), $12,87 \pm 2,79$ (ZMI) et $13,25 \pm 2,62$ (ZNI) respectivement. Quant aux valeurs médianes, elles sont de 12,12 (ZFI), 12,69 (ZMI) et de 13,24 (ZNI) pour chacune des zones. Ainsi, malgré les faibles variations mesurées, on constate que les valeurs moyennes et médianes sont légèrement plus élevées dans la ZNI.

En ce qui concerne le pH, de légères variations ont été mesurées entre les zones étudiées. Le pH est en moyenne plus élevé ($4,94 \pm 0,74$) dans la ZFI que dans la ZMI ($4,70 \pm 1,33$) et la ZNI ($4,33 \pm 0,82$). Cette tendance se répète pour les médianes avec des valeurs de 5,30; 4,16 et 4,10 respectivement. Malgré cela, on note que la valeur maximale enregistrée pour le pH a été mesurée en ZMI. On note également que la plage de données est plus faible dans la ZFI que dans les deux autres zones étudiées.

Le fer et l'aluminium (Fe% et Al%) varient en suivant les mêmes tendances, à savoir des valeurs relativement plus faibles dans la ZFI, des valeurs moyennes dans la ZMI et des valeurs relativement plus élevées dans la ZNI. Pour le Fe, les concentrations moyennes sont de $0,28 \pm 0,15$ % pour la ZFI, de $0,42 \pm 0,25$ % pour la ZMI et de $0,57 \pm 0,32$ % pour la ZNI. En ce qui concerne l'Al, les valeurs moyennes atteignent $0,11 \pm 0,07$ % (ZFI), $0,23 \pm 0,15$ (ZMI) et $0,40 \pm 0,27$ (ZNI) respectivement. Pour ces deux éléments, les écarts maximum et minimum les plus marqués ont été mesurés dans la ZNI avec une plage de données plus étendues que pour les deux autres zones.

1.7.1.3 Propriétés physiques

La texture dominante des deux zones affectées par les inondations est le loam limoneux. Cette texture représente 65,4 % des échantillons de la ZFI et 55,5 % des

échantillons de la ZMI. Dans la ZNI, le loam sableux est la texture dominante, laquelle est présente dans 75,8 % des échantillons. Si l'on examine la répartition de la taille des particules, on constate que les concentrations en argile sont très faibles, toutes zones confondues. La moyenne est de $2,36 \pm 2,12$ % (ZFI), de $2,31 \pm 1,96$ % (ZMI) et de $2,36 \pm 2,15$ % (ZNI) respectivement. Dans les deux zones affectées par la dynamique des crues, la proportion de limon est plus élevée que la proportion de sable. Pour la ZFI, les proportions moyennes de limon et de sable sont de $53,61 \pm 11,42$ % et de $44,03 \pm 12,87$ %. Pour la ZMI, la proportion moyenne de limon est de $52,1 \pm 13,28$ % alors que la proportion moyenne de sable est de $45,59 \pm 14,25$ %. Par contre, l'inverse se produit dans la ZNI, où les proportions de limon sont plus faibles en moyenne ($45,57 \pm 11,21$ %) que celles du sable ($52,07 \pm 13,04$ %).

Enfin, la densité apparente des sols échantillonnés varie très peu d'une zone à l'autre. Les densités mesurées sont de $1,00 \pm 0,16$ g/cm³ pour la ZFI, de $0,99 \pm 0,25$ g/cm³ pour la ZMI et de $1,08 \pm 0,23$ g/cm³ pour la ZNI. La densité la plus faible a été mesurée dans la ZNI, alors que la densité la plus élevée a été mesurée dans la ZMI. La plage de données de la ZFI est la plus faible, alors que celle de la ZNI est la plus étendue.

1.7.1.4 Analyses statistiques

Dans un premier temps, nous avons déterminé, grâce à l'analyse de variance (ANOVA), que les moyennes des propriétés analysées variaient significativement selon les zones étudiées (ZFI, ZMI et ZNI). Les calculs ont été effectués pour la biomasse au sol, le C.O., l'azote, le pH, le fer, l'aluminium, la densité apparente ainsi que pour les trois classes texturales (sable, limon, argile). Les résultats complets sont présentés dans le tableau 1.2. Ainsi, au moins deux groupes sont différents pour la biomasse, le C.O., l'azote, le fer, l'aluminium et le limon, considérant un intervalle de confiance de 95 %. Une valeur de $p = 0,000$ a été obtenue pour la litière, le C.O., l'azote, le fer et l'aluminium. Pour le limon, une valeur de $p = 0,026$ a été obtenue. On constate donc des différences significatives entre les trois zones étudiées. En ce qui concerne les autres

propriétés, c'est-à-dire le pH ($p = 0,068$), la densité ($p = 0,244$), l'argile ($p = 0,995$) et le sable ($p = 0,053$), les tests statistiques n'indiquent aucune valeur significative sur le plan statistique.

Tableau 1.2

Résultats des tests d'ANOVA pour les propriétés physiques et chimiques des sols en fonction des trois zones étudiées (ZFI, ZMI et ZNI)

Propriété	Valeur de p
Biomasse au sol (cm)	0,000**
COT%	0,000**
AT%	0,000**
Fe%	0,000**
Al%	5,81e-07**
pH	0,065
Densité (g/cm ³)	0,244
Argile (%)	0,995
Limon (%)	0,026*
Sable (%)	0,053

* Test significatif avec un intervalle de confiance de 95 %.

** Test significatif avec un intervalle de confiance de 99 %.

Dans un deuxième temps, un test de comparaison multiple (test de Tukey) a été utilisé afin de dégager les moyennes significatives pour les propriétés du sol qui sont ressorti du test d'ANOVA (seules les valeurs significatives ont été retenues). Ainsi, pour la litière, le C.O. et l'azote, les données de la ZFI sont significativement différentes des deux autres zones. Pour le fer et le limon, les valeurs de la ZFI sont significativement différentes de la ZNI exclusivement. Pour l'aluminium, la ZNI est significativement différente des deux autres zones. Le tableau 1.3 présente les résultats obtenus pour les trois zones.

Tableau 1.3

Résultats des tests de comparaison multiple (Tukey) des trois zones étudiées (ZFI, ZMI et ZNI) pour les propriétés dont le test d'ANOVA est significatif

	ZFI et ZMI	ZFI et ZNI	ZMI et ZNI
Biomasse au sol (cm)	0,011*	0,000**	0,445
COT%	0,001**	0,000**	0,980
AT%	0,000**	0,000**	0,997
Fe%	0,130	0,000**	0,083
Al%	0,056	0,000**	0,003**
Limon (%)	0,891	0,033*	0,097

* Test significatif avec un intervalle de confiance de 95 %.

** Test significatif avec un intervalle de confiance de 99 %.

Dans un troisième temps, des tests de corrélation de Pearson ont été réalisés afin de mesurer le degré de liaison qui unit l'ensemble des propriétés physiques et chimiques des sols, auxquels sont ajoutées l'altitude et la distance de la rive. Les tests de corrélation ont été réalisés pour l'ensemble des trois zones, ainsi que séparément pour chacune d'elles. Pour l'ensemble des sites sélectionnés ($n = 86$), de fortes corrélations positives ont été mesurées entre le C.O. et l'azote ($r = 0,92$), ainsi qu'entre le fer et l'aluminium ($r = 0,85$). En fait, ces quatre propriétés chimiques sont toutes positivement corrélées les unes aux autres. Le pH, quant à lui, est négativement corrélé avec les autres propriétés chimiques, bien que les corrélations soient assez faibles ($r = -0,4, -0,48, -0,44, -0,49$). En ce qui concerne les propriétés physiques, on retient que la densité n'est corrélée avec aucune propriété. Quant aux différentes classes texturales, elles sont fortement corrélées en raison de leur caractère mutuellement exclusif; la plus forte corrélation étant celle entre le sable et le limon ($r = -0,99$). La figure 1.3 illustre les corrélations significatives avec un intervalle de confiance de 95 % (en couleur) et les corrélations non-significatives (cases blanches).

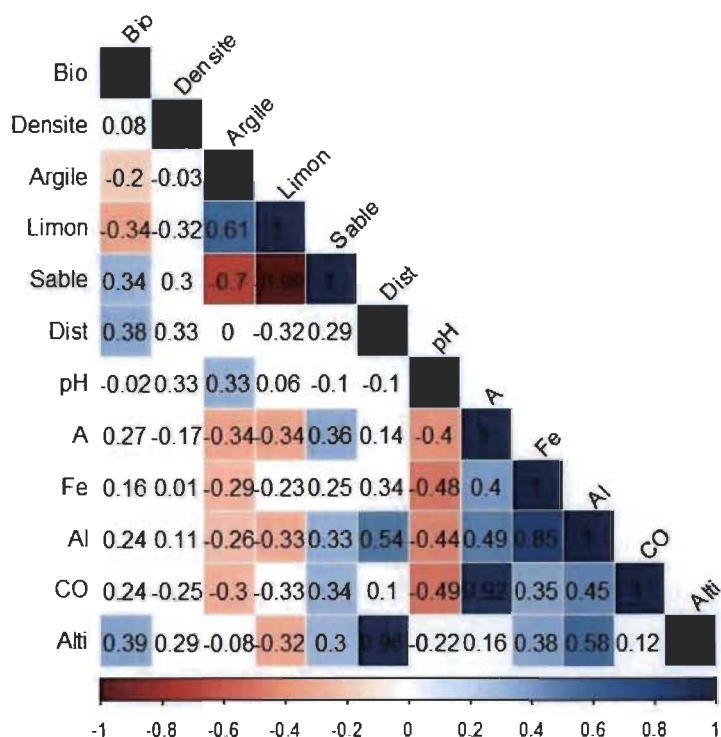


Figure 1.3 Matrice de corrélation pour l'ensemble des sites échantillonnés (n = 86). Bio = épaisseur de la biomasse, Dist = distance de la rive, Alti = Altitude.

Si l'on examine les corrélations à l'intérieur de chacune des zones étudiées, on constate un certain nombre de différences. Dans la ZFI, l'altitude est corrélée significativement avec toutes les propriétés chimiques, ce qui n'est pas le cas pour les deux autres zones. Aussi, les résultats de la ZNI sont ceux qui s'apparentent le plus aux résultats obtenus pour l'ensemble des sites échantillonnés. On note que pour l'ensemble des zones, le C. O. et l'azote, ainsi que le fer et l'aluminium sont positivement corrélés. Par contre, une relation négative est mesurée entre le pH et toutes les autres propriétés chimiques et ce, pour chacune des zones. La figure 1.4 fournit les corrélations significatives obtenues avec un intervalle de confiance de 95 % (en couleur) et les corrélations non-significatives (cases blanches) pour chacune des zones.

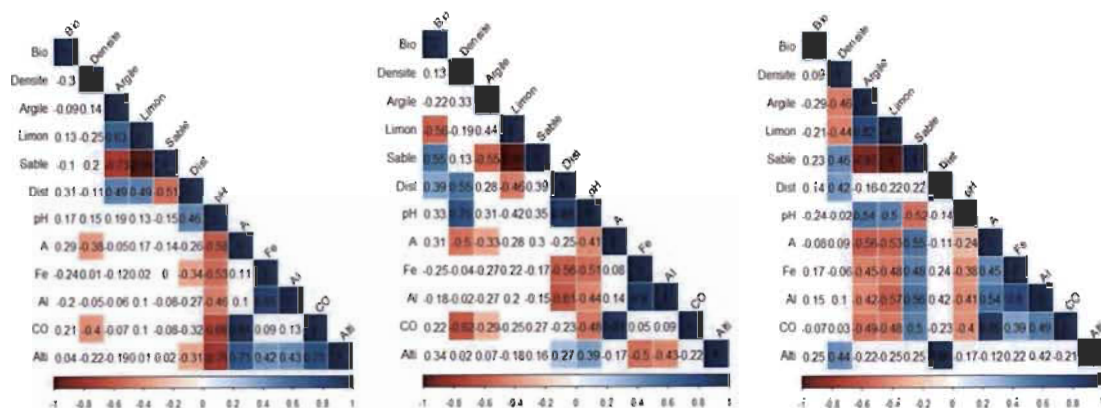


Figure 1.4 Matrice de corrélation pour chacune des zones étudiées (ZFI, ZMI et ZNI).

La première matrice correspond à la ZFI, la seconde à la ZMI et la troisième à la ZNI. Bio = épaisseur de la biomasse, Dist = distance de la rive, Alti = Altitude.

1.7.2 Gradient vertical

1.7.2.1 La variation du carbone organique et de l'azote

Tel qu'illustré à la figure 1.5, les concentrations en C.O. et en azote diminuent avec la profondeur. Les concentrations sont plus élevées pour les prélèvements de surface (0-20 cm) que pour ceux des horizons inférieurs (20-40 cm, 40-60 cm, 60-80 cm et 80-100 cm), et ce dans chacune des trois zones étudiées. Cet écart est cependant moins marqué dans la ZFI que dans les deux autres zones. Des écarts de 1,6 % pour la ZFI et de 2,62 % et 3,23 % pour la ZMI et la ZNI ont été mesurés entre les prélèvements de surface (0-20 cm) et ceux à la base du profil (80-100 cm). Il en va de même pour les données d'azote qui affichent des écarts de 0,12 %, 0,21 % et 0,24 % pour les trois zones respectives (ZFI, ZMI et ZNI). De plus, sous les 20 cm de profondeur, les concentrations moyennes sont plus homogènes à l'intérieur du profil de sol de chacune des zones.

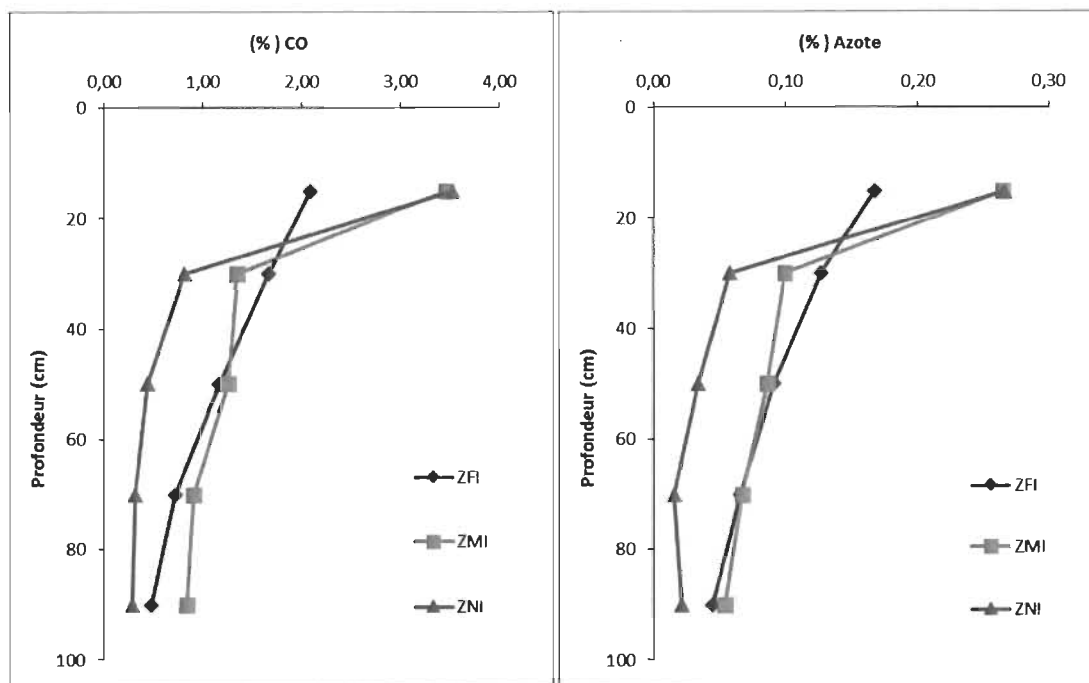


Figure 1.5 Variation verticale des concentrations en C.O. et en azote dans les sols en fonction des zones d'étude.

1.7.2.2 La variation du pH

Le pH varie peu avec la profondeur du profil du sol (Figure 1.6). Pour la ZFI, le pH est légèrement plus élevé en surface (0-20 cm), tandis que pour les deux autres zones, il est légèrement plus faible. Pour les prélèvements des horizons inférieurs (> 20 cm), assez peu de variations ont été mesurées à l'intérieur de chacune des zones. Enfin, la variation interzone est plus marquée en profondeur (> 20 cm), alors qu'elle est plutôt faible en surface avec des valeurs de pH de 4,95 (ZFI), 4,70 (ZMI) et de 4,34 (ZNI).

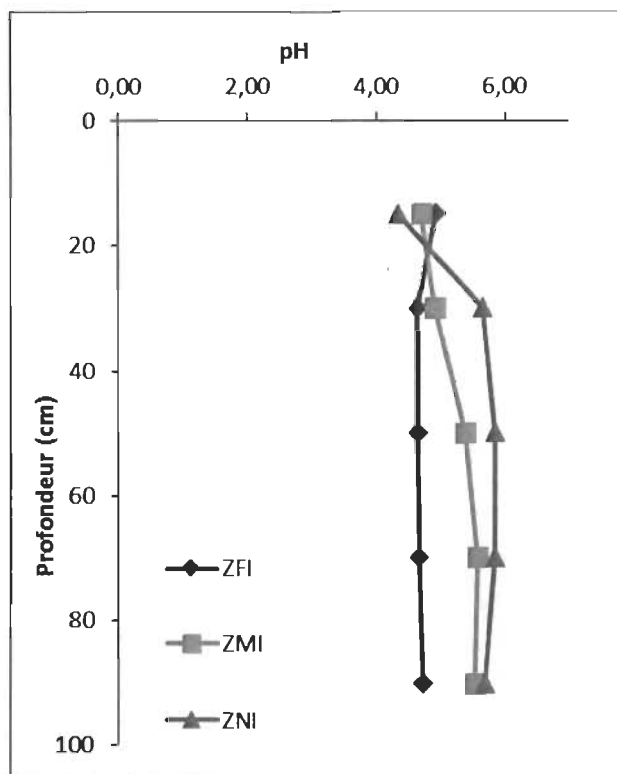


Figure 1.6 Variation verticale du pH du sol en fonction des zones d'étude.

1.7.2.3 La variation du fer et de l'aluminium

Les concentrations en fer et aluminium sont plus élevées en surface (0-20 cm) qu'en profondeur (80-100 cm) dans la ZMI et la ZNI, tel qu'illustré à la figure 1.7. Cet écart est plus prononcé pour la ZNI que pour la ZMI. Un écart de 0,75 % sépare les concentrations moyennes en surface et en profondeur pour la ZNI. Pour la ZMI, cet écart est de 0,21 %. La ZFI n'affiche quant à elle aucune variation marquée entre les prélèvements de surface et ceux en profondeur pour ces deux éléments (Fe et Al). Cette faible différenciation est une indication du faible degré d'évolution pédologique des sols de la ZFI.

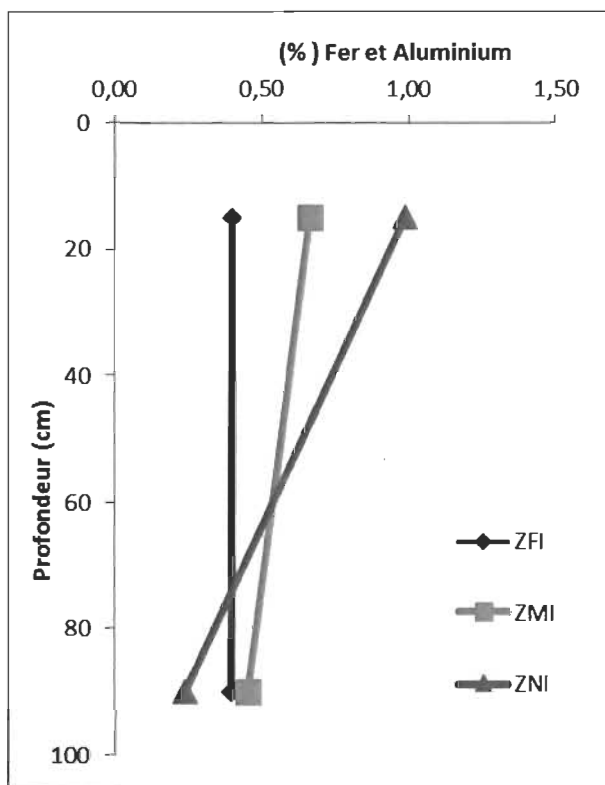


Figure 1.7 Variation verticale des concentrations en fer/aluminium en fonction des zones d'étude.

1.8 Conclusion

Les résultats obtenus indiquent que les propriétés physiques et chimiques des sols ainsi que la biomasse sont largement influencées par la dynamique des crues. Les concentrations en C.O. et en azote des horizons de surface (0-20 cm) du sol indiquent généralement de faibles valeurs dans la (ZFI) et des valeurs plus élevées dans les deux autres zones (ZMI et ZNI). En effet, les tests statistiques ont révélé que ces deux propriétés des sols étaient significativement différentes dans la ZFI. Le pH est plus élevé (sol moins acide) dans cette zone, bien qu'aucune différence significative n'ait été mesurée suite aux tests statistiques. Aussi, les deux zones soumises aux crues contiennent des concentrations de fer et d'aluminium plus faibles que la ZNI, ce qui se confirme également avec les analyses statistiques. En ce qui concerne les propriétés physiques des sols, elles varient peu d'une zone à l'autre. Effectivement, seules les concentrations en limon diffèrent statistiquement d'une zone à l'autre. Les analyses

révèlent que le pourcentage de limon de la ZFI est plus élevé que dans la ZNI. Enfin, les analyses de variance (ANOVA) et le test de Tukey indiquent que ces différences sont significatives sur le plan statistique pour plusieurs des propriétés du sol suivant les trois zones étudiées.

Dans les résultats de travaux antérieurs (Drouin *et al.*, 2011; Saint-Laurent *et al.*, 2010, 2014; Gervais Beaulac *et al.*, 2013), on constate que les sols riverains affectés par des crues fréquentes subissent un appauvrissement en C.O. et en azote. Les résultats obtenus dans le cadre de cette étude abondent également dans cette direction. Par ailleurs, la perte de biomasse (litière) lors de la décrue entraîne une perte nette en matière organique pour les sols des ZFI, principale source de nutriments, dont le C.O. et l'azote. Les crues successives ont une incidence directe sur le maintien de la biomasse au sol et pourraient avoir des effets négatifs sur le potentiel de régénération des peuplements, et possiblement sur leur vitalité. Ainsi, cette étude a permis de mieux comprendre l'impact des inondations successives sur la formation et les propriétés des sols. Cette étude ouvre par ailleurs de nouvelles pistes de recherche sur le fonctionnement des écosystèmes riverains et sur les différentes perturbations qui les affectent.

CHAPITRE II

DISTRIBUTION SPATIALE DU CARBONE ORGANIQUE ET DE L'AZOTE DANS LES SOLS EN FONCTION DES ZONES DE RÉCURRENCE D'INONDATION

Le contenu de ce chapitre sera publié dans la revue
Journal of Soil Science and Environmental Management.

2.1 Résumé de l'article

Plusieurs facteurs édaphiques et hydromorphologiques sont à l'origine des variations des teneurs en C.O. total (COT%) et en azote total (AT%) dans les sols. Malgré l'importance de ces deux nutriments pour les processus pédogénétiques, peu d'études se sont consacrées à l'analyse des variations des teneurs en carbone organique (C.O.) et en azote (N) pour les sols alluviaux soumis à des inondations fréquentes. Des mesures sur les concentrations en C.O. et en N, ainsi que sur d'autres propriétés physico-chimiques du sol (épaisseur des litières, texture, pH, concentrations du Fe et Al, couleur, densité apparente) ont été réalisées dans différentes zones de récurrence d'inondation (intervalles de 0-20 ans et de 20-100 ans) et dans des zones non inondées dans le secteur de Richmond, en bordure des rives de la rivière Saint-François (Centre-sud du Québec). Pour ce faire, des échantillons de sol ont été prélevés de manière systématique le long de transects perpendiculaires à la rive et qui traversent les différentes zones (alluviales et non alluviales). L'analyse des données indique que les teneurs en C.O. et en N varient de façon significative d'une zone à l'autre. Les concentrations en C.O. et en N sont significativement plus faibles dans la zone de récurrence d'inondation de 0-20 ans ($2,09 \pm 0,80$ % COT et $0,17 \pm 0,05$ % AT) que pour les deux autres zones, soit de $3,45 \pm 1,56$ % COT et $0,26 \pm 0,10$ % AT (récurrence d'inondation de 20-100 ans) et de $3,52 \pm 1,57$ % COT et $0,27 \pm 0,11$ % AT (zone extérieure des plaines inondables). Aussi, à l'intérieur des profils de sol, les concentrations en C.O. et en N diminuent avec la profondeur, et ce, pour les trois zones étudiées. Toutefois, le patron de distribution de ces deux éléments forme une courbe plus linéaire pour la zone de récurrence d'inondation de 0-20 ans, indiquant une plus faible différenciation des teneurs de C.O et N de la surface à la base du profil. Quant à la litière au sol, elle est quasi absente dans la zone de récurrence de 0-20 ans (épaisseur moyenne de 0,79 cm) et est plus présente dans la zone de récurrence de 20-100 ans (épaisseur moyenne de 2,84 cm), ainsi que dans la zone non inondée (épaisseur moyenne de 3,65 cm). Ces résultats indiquent que les crues successives entraînent un appauvrissement des sols en C.O. et en N dans les zones fréquemment inondées, lequel s'explique largement par les faibles apports de matière organique.

Mots-clés : carbone organique total, azote total, distribution spatiale, biomasse au sol, plaine inondable, inondation.

2.2 Introduction

Le C.O. et l'azote sont d'importants indicateurs de fertilité et de qualité des sols. Ces deux composantes ont également une influence directe sur l'activité biochimique du sol, en plus de contribuer à la vitalité des plantes et des peuplements forestiers (Brady et Weil, 2008). Les concentrations en C.O. et en azote dans le sol varient temporellement et spatialement en fonction de nombreux facteurs édaphiques, morphologiques et de l'utilisation du sol (vocation agricole ou forestière par exemple) (Evrendilek *et al.*, 2004; Häring *et al.*, 2013; Wiesmeier *et al.*, 2013). La biomasse au sol (litière), principale source des composés organiques, est également un élément clé pour la fertilité des sols et leur teneur en C.O. et en azote.

La distribution du C.O. et de l'azote varie en fonction de la profondeur du profil du sol (Dam *et al.*, 1997; Conant *et al.*, 2003; Don *et al.*, 2007; Schilling *et al.*, 2009; Li *et al.*, 2013). Le C.O. est surtout concentré dans les couches de surface du sol, souvent qualifiées de rhizosphère. Les travaux de Li *et al.* (2013) révèlent qu'en moyenne 50,24 % du C.O. se trouve dans les 20 premiers centimètres du sol et que ce pourcentage diminue avec la profondeur, et ce, malgré l'utilisation du sol (prairie, forêt, terres cultivées ou friches). Cette tendance s'observe également en zone riveraine, où la teneur plus élevée en sédiments fins dans les horizons de surface, contrairement à la variabilité texturale mesurée dans les horizons plus profonds (100 cm ou plus), explique la diminution des teneurs en C.O. et en azote avec la profondeur (Schilling *et al.*, 2009).

On reconnaît que les concentrations de C.O. et d'azote peuvent varier suivant l'utilisation du sol. Généralement, les sols cultivés contiennent moins de nutriments que les sols de prairie ou les sols forestiers. Ceci s'explique en raison du travail mécanique du sol et des faibles apports de résidus de culture, nécessaires à l'enrichissement des sols (Rodríguez-Murillo, 2001; Conant *et al.*, 2003; Evrendilek *et al.*, 2004; Häring *et al.*,

2013; Wiesmeier *et al.*, 2013). L'érosion des sols constitue aussi un processus menant à la perte de C.O. et d'azote, diminuant la production primaire et l'apport de résidus au sol, en plus de transporter les sédiments qui peuvent contenir des nutriments (Gregorich *et al.*, 1998, Evrendilek *et al.*, 2004; Wei *et al.*, 2009; Wantzen *et al.*, 2012; Häring *et al.*, 2013). Enfin, certaines caractéristiques physiques du sol, telles que sa densité apparente (Evrendilek *et al.*, 2004; Don *et al.*, 2007), sa texture (Jobbàgy et Jackson., 2000; Bedison *et al.*, 2013) ou sa teneur en humidité (Paré, 2011; Wiesmeier *et al.*, 2013) influencent également les taux de C.O. et d'azote contenus dans les sols.

En zone riveraine, les processus pédogénétiques et la formation des sols sont influencés par la dynamique fluviale (Bayley et Guimond, 2011; Drouin *et al.*, 2011; Saint-Laurent *et al.*, 2014). Les teneurs du sol en C.O. et en azote varient également en fonction du régime de crues. Par exemple, Cierjacks *et al.* (2011) ont démontré qu'en zone riveraine les teneurs d'un sol en matière organique augmentent à mesure que l'on s'éloigne du chenal principal. Aussi, le phénomène d'aggradation verticale (c.-à-d. accumulation des sédiments de crues) de la zone alluviale maintient le sol dans un état immature et inhibe les processus d'humification et de minéralisation, essentiels aux cycles biogéochimiques des sols (Drouin *et al.*, 2011; Gervais-Beaulac *et al.*, 2013). On constate également que les crues trop fréquentes contribuent au lessivage des nutriments du sol contenus dans la biomasse du sol (litière), créant progressivement un appauvrissement des sols alluviaux (Bayley et Guimond, 2011; Gervais-Beaulac *et al.*, 2013; Saint-Laurent *et al.*, 2014). Par exemple, Bedison *et al.* (2013) ont montré que l'absence d'horizon organique des sols en zone inondable explique les faibles taux de C.O. et d'azote de ceux-ci. En effet, 70 % des sites forestiers étudiés en zone inondable étaient dépourvus d'horizons organiques. En comparant avec les sites forestiers et non forestiers, les sites avec présence d'horizons organiques emmagasinent en moyenne 128 % plus de carbone que les sites forestiers sans horizon organique et environ 82 % plus de carbone que les sites non forestiers.

Au cours de la dernière décennie, le nombre des travaux portant sur les changements hydrologiques associés aux variations des précipitations et des températures n'a cessé d'augmenter en raison de l'intérêt croissant porté aux changements climatiques et de leurs effets sur l'environnement (Douglas *et al.*, 2000; Middelkoop *et al.*, 2001; Ozkul, 2009; Wang *et al.*, 2010; Meenu *et al.*, 2013). Au niveau des conditions hydroclimatiques, cela se traduit dans bien des cas par des modifications du régime des crues (c.-à-d. intensité, récurrence, durée), lesquelles ont des effets directs sur les principales propriétés physico-chimiques des sols de la zone inondable, en particulier dans les zones soumises à des crues successives (Wilby *et al.*, 2008; Boyer *et al.*, 2010; Saint-Laurent *et al.*, 2009, 2010; Laforce *et al.*, 2011).

Aussi, de nombreuses études se sont consacrées à la relation entre l'utilisation du sol et sa teneur en C.O. et en azote (Dam *et al.*, 1997; Conant *et al.*, 2003; Don *et al.*, 2007; Schilling *et al.*, 2009; Li *et al.*, 2013). Cependant, les travaux de recherche portant sur les teneurs de ces deux composantes (C.O. et N) en lien avec les récurrences d'inondation sont plutôt rares. Des travaux récents (Drouin *et al.*, 2011; Gervais-Beaulac *et al.*, 2013; Saint-Laurent *et al.*, 2014) permettent de constater un appauvrissement des sols riverains dans la zone soumise à des crues fréquentes. Les crues entraînent souvent une perte de la biomasse à la surface du sol (litière) par la force des courants et par le fait même, rendent difficile l'accumulation de matière organique au fil des années.

Les principaux objectifs de cette étude sont d'analyser la répartition spatiale du C.O. et de l'azote dans les sols d'une large plaine alluviale, dans le secteur de Richmond (Bassin versant de la rivière Saint-François, Sud du Québec), lequel endroit est caractérisé par sa dynamique fluviale (crues fréquentes) et la préservation quasi intacte de son milieu riverain. Aussi, les teneurs en C.O. et en azote des profils de sols sont examinés suivant les différentes zones de récurrence d'inondation (intervalles de 0-20 ans et 20-100 ans), tout en les comparant avec une zone extérieure aux plaines inondables. Enfin, nous examinons les teneurs de ces éléments à l'intérieur des profils de sol suivant les différentes zones étudiées.

2.3 Matériels et méthodes

2.3.1 Zone d'étude

Le secteur d'étude est situé dans le bassin versant de la rivière Saint-François (Figure 2.1). Celui-ci occupe une superficie d'environ 10 228 km², dont 15 % se trouve aux États-Unis (Vermont). La zone forestière est dominante pour ce qui est de l'occupation du sol de ce bassin (65,7 %), suivit par la zone agricole (22,9 %). Les zones urbaines, l'eau et les milieux humides composent le reste du territoire (11,4 %). Ce bassin recoupe deux ensembles physiographiques, soit les Basses-Terres du Saint-Laurent pour sa partie aval et les Appalaches pour sa partie amont. Alors que la partie aval du bassin se caractérise par un relief généralement plat avec une prédominance des activités agricoles et urbaines, la partie amont est dominée par un relief accidenté recouvert de grands ensembles forestiers. Le paysage fluvial de cette rivière se caractérise par la présence de sédiments alluvionnaires, récents ou anciens, avec des enclaves de tills, de dépôts fluvio-glaciaires et glaciolacustres ainsi que des affleurements rocheux (Lavoie *et al.*, 2006).

Le débit moyen annuel de la rivière Saint-François enregistré à la chute Hemming dans le secteur de Drummondville est de 190 m³/s (Cogesaf, 2006). Le débit moyen annuel mesuré à la station de Sherbrooke (030208), situé à 40 kilomètres en amont de la zone d'étude, est de 162 m³/s et le débit maximum enregistré est de 1 633 m³/s pour la période d'octobre 1919 à septembre 2014 (MDDELCC, 2015a). Le bassin versant de la rivière Saint-François est situé dans une région caractérisée par un climat continental humide. La température annuelle moyenne pour la période 1981-2010 est de 5,6 °C. Au niveau mensuel, les moyennes de température vont de -10,1 °C (janvier) à 19,5 °C (juillet) pour la même période. Les précipitations annuelles moyennes sont de 1 185 mm (Station météorologique de Richmond, 7026465; MDDELCC, 2015 b).

Le tronçon fluvial situé entre les villes de Drummondville et Sherbrooke est soumis à des crues fréquentes, en particulier depuis les années 1970 (Lavoie *et al.*, 2006; Saint-Laurent *et al.*, 2010). Plus précisément, le secteur de Richmond, qui figure parmi

les municipalités les plus affectées par les inondations dans le bassin versant de la rivière Saint-François, a été ciblé dans le cadre de cette étude (Saint-Laurent *et al.*, 2010). Ce secteur a été sélectionné en raison de sa dynamique fluviale (larges plaines alluviales). Selon Saint-Laurent *et al.* (2010), les taux de sédimentation moyens dans le secteur de Richmond varient de 4,4 à 30,4 mm par an avec une accumulation moyenne de 7,6 mm par an.

2.3.2 Sites et échantillonnage des sols

La période d'échantillonnage a eu lieu d'août à novembre 2014. Les sites d'échantillonnage sélectionnés étaient sous couvert forestier ou agroforestier (dominance d'herbacées avec arbres et arbustes) et situés soit dans la zone de récurrence d'inondation de 0-20 ans (ZFI : zone fréquemment inondée), dans la zone de récurrence d'inondation de 20-100 ans (ZMI : zone modérément inondée), ou dans la zone extérieure à la plaine inondable (ZNI : zone non affectée par les inondations), suivant les limites de récurrence d'inondation fournies par la cartographie gouvernementale officielle (EC et MENV, 1982).

Une méthode d'échantillonnage systématique par transect a permis de couvrir les différentes zones étudiées et de prélever des échantillons de sol à tous les 25 mètres, et ce pour un total de 155 échantillons répartis en 86 sites. Ainsi, on compte 26 sites dans la ZFI, 27 sites dans la ZMI et 33 sites dans la ZNI.

Le prélèvement des échantillons de sol a été fait à l'aide d'une tarière manuelle (modèle Eijkelkamp) à une profondeur de 0-20 cm. Des échantillons ont également été prélevés à tous les 20 cm (profondeur de 0-20, 20-40, 40-60, 60-80 et 80-100 cm) pour 18 sites répartis dans les deux zones de récurrence d'inondation (ZFI et ZMI) et dans la zone extérieure (ZNI). La densité apparente du sol (c.-à-d. masse de sol sec par unité de volume) a été déterminée grâce à la méthode du cylindre. Les échantillons récoltés ont ensuite été traités en laboratoire.

La biomasse au sol (litière) a été mesurée pour chacun des sites d'échantillonnage, soit un total de 86 mesures sur le terrain. Ces mesures consistaient à évaluer l'épaisseur de la litière en centimètre. La composition de la biomasse au sol (c.-à-d. pourcentage de feuilles, d'aiguilles, de mousses, de tiges) a également été notée selon les normes du Système canadien de classification des sols (GTCS, 2002). L'épaisseur et la composition de la biomasse au sol ont été mesurées dans chacune des zones (ZFI, ZMI et ZNI) afin de comparer la quantité de biomasse.

Pour chacun des sites, la distance de la rive, l'altitude, la microtopographie, la classe de pente, le drainage de surface et la profondeur de la nappe phréatique (lorsqu'apparente) ont été notés. Les coordonnées géographiques du site ont également été prises à l'aide d'un GPS Garmin (modèle 60CSX). Les échantillons ont été récoltés selon les normes du Système canadien de Classification des sols (GTCS, 2002) et du « Manual on Soil Sampling and Methods of Analysis » (McKeague, 1978).

2.3.3 Analyses physiques et chimiques des échantillons

Les échantillons de sol récoltés avec la méthode du cylindre et avec la tarière manuelle ont d'abord été séchés à l'air libre dans des assiettes d'aluminium pour une période de 2 à 3 semaines. Les échantillons pour la densité apparente ont été pesés (gramme) à l'état sec. Le rapport entre le poids de l'échantillon sec (g) et le volume du cylindre (ml) déterminait ainsi la densité apparente de l'horizon de surface pour chacun des sites. Par la suite, la couleur de chaque échantillon de sol récolté à la tarière manuelle a été déterminée avec la charte de Munsell et tous les échantillons ont été passés au tamis de 2 mm (tamis No. 10). Les classes granulométriques (sable, limon, argile) ont été déterminées à l'aide de la méthode de diffraction laser (Fritsch/Analysette 22, Micro Tec Plus) avec un intervalle de mesure allant de 0,08 à 2 000 microns. Les classes texturales utilisées sont les mêmes que celles qui figurent dans le Système canadien de Classification des sols (GTCS, 2002). Le pH a été mesuré à l'aide d'un pH-mètre à électrodes dans une solution de CaCl_2 (0.01M) pour un ratio de 1 : 2 (McKeague, 1978). La méthode de Yeomans et Bremner (1988) a été utilisée pour

mesurer le C.O. total. Chaque échantillon a été placé dans un tube à essai auquel 5 ml de solution de bichromate acidifié ($K_2Cr_2O_7-H_2SO_4$) a été ajouté pour 30 minutes. La solution a été placée dans un bloc de chauffage à une température de 170 °C pour 30 minutes. Le contenu a par la suite été refroidi, puis 0,3 mL d'indicateur acide (N-phenylanthranilique) et de carbonate de sodium ont été ajoutés. Le titrage fut finalement réalisé avec une solution de sulfate d'ammonium ferreux à 0,05 mol L⁻¹. Pour l'azote total, la méthode de Kjeldahl a été utilisée (Quikchem Method, 1996). Pour ce faire, les échantillons ont été placés dans des tubes de verre avec un concentré d'acide sulfurique (H_2SO_4) en guise de réactif après avoir été placés dans un bloc de chauffage à 390 °C, et ce pour une durée de 2 heures. La solution a ensuite été filtrée avec un papier-filtre No. 2 et l'ammonium qu'elle contenait a été mesuré avec un analyseur en continu selon la méthode de Lachat No.13-107-06-2-D. Enfin, les teneurs en fer et en aluminium ont été mesurées avec la méthode de Ross et Wang (1993) qui utilise le pyrophosphate de sodium comme réactif. Les analyses physiques (granulométrie, poids des échantillons pour déterminer la densité apparente) ont été réalisées dans les laboratoires de l'Université du Québec à Trois-Rivières, alors que les analyses chimiques ont été réalisées dans les laboratoires de l'Université Laval (Département de foresterie, géomatique et de géographie).

2.3.4 Analyses statistiques

Les différentes propriétés du sol (texture, pH, densité apparente, C.O., azote, Fe + Al) et l'épaisseur de la biomasse au sol ont d'abord été analysées avec des analyses statistiques standards (moyenne, valeurs maximum-minimum, médiane, écart-type, coefficient de variation), afin d'évaluer les principales caractéristiques de la population échantillonnée. L'analyse de variance (ANOVA) a été utilisée afin de vérifier s'il existait des différences significatives entre les moyennes de C.O. et d'azote total entre les trois zones étudiées. Le même test a été utilisé pour comparer l'épaisseur de la biomasse entre les différentes zones. Par la suite, le test de comparaison multiple de Tukey a été utilisé afin de cibler les groupes dont les moyennes étaient significativement différentes. Des analyses de corrélation (Pearson test) entre les différentes propriétés du

sol et l'épaisseur de la biomasse ont également été effectuées. Toutes les analyses statistiques ont été réalisées avec un intervalle de confiance de 95 % avec le logiciel R (v3.1.2). Les postulats reliés à l'analyse de variance ont été respectés.

2.4 Résultats

2.4.1 Caractéristiques du sol

Dans un premier temps, des analyses sur les principales propriétés physico-chimiques des sols à l'intérieur des trois zones d'étude (ZFI, ZMI et ZNI) ont été réalisées. Le tableau 2.1 résume les principales propriétés analysées suivant ces différentes zones d'étude.

L'acidité de l'horizon de surface (0-20 cm) ne diffère pas significativement d'une zone à l'autre ($p = 0,0657$). Le pH moyen mesuré dans la zone fréquemment inondée (ZFI) est de 4,94, celui de la zone modérément inondée (ZMI) est de 4,70 et celui de la zone non inondée (ZNI) est de 4,34 (Tableau 2.1). On constate également que les valeurs de pH des deux zones inondables (ZFI et ZMI) sont assez semblables au niveau des valeurs moyennes et des médianes, alors que les valeurs de la ZNI sont légèrement plus faibles.

Au niveau de la densité apparente, aucune différence notable n'est notée entre les moyennes des trois zones étudiées ($p = 0,244$). Les densités moyennes obtenues sont de 1,00 g/cm³, de 0,99 g/cm³ et de 1,08 g/cm³ pour la ZFI, ZMI et la ZNI respectivement (Tableau 2.1). La densité la plus faible (0,39 g/cm³) a été mesurée dans la ZNI alors que la valeur la plus élevée (1,57 g/cm³) a été mesurée dans la ZMI. Également, l'étendue des données est plus grande dans la ZNI que dans la ZFI et la ZMI, ce qui indique que la variabilité est plus faible à l'intérieur des deux zones inondables.

Les textures du sol sont comparables entre les deux zones inondées (ZFI et ZMI) en ce qui concerne les proportions de sable et de limon. On mesure en moyenne 53,6 %

et 52,1 % de limon dans la ZFI et la ZMI, respectivement. Les proportions moyennes de sable sont de 44,0 % pour la ZFI et de 45,6 % pour la ZMI. Les proportions de limon et de sable sont différentes pour la ZNI. On mesure en moyenne moins de limon (45,6 %) que de sable (52,1 %). Ces différences se reflètent également au niveau de la texture dominante qui est le loam limoneux pour les deux zones inondées (ZFI et ZMI) et le loam sableux pour la zone extérieure (ZNI). Les proportions d'argile sont quant à elles relativement semblables pour les trois zones et dépassent rarement les 3 % en moyenne.

2.4.2 Épaisseur de la biomasse au sol

L'épaisseur de la biomasse au sol (litière) varie significativement en fonction des trois zones étudiées. On note une moins grande quantité de biomasse au sol pour la ZFI que pour la ZMI ($p=0,001$) et la ZNI ($p=0,000$). De manière générale, le sol de la ZFI compte assez peu de biomasse au sol (c.-à-d. absence de litière dans 72 % des sites), alors qu'elle est présente dans 100 % des sites de la ZMI et la ZNI. L'épaisseur moyenne de biomasse au sol est de 0,79 cm pour la ZFI. Pour la ZMI et la ZNI, l'épaisseur moyenne est de 2,84 cm et de 3,65 cm respectivement. Les tests statistiques indiquent que l'épaisseur de la biomasse est significativement moins grande pour la ZFI que pour les deux autres zones. Il n'y a cependant pas de différence significative sur le plan statistique entre la ZMI et la ZNI (Tableaux 2.2 et 2.3).

Bien que l'épaisseur moyenne de la biomasse au sol soit comparable entre la ZMI et la ZNI, on constate qu'il y a des différences au niveau de la composition et de la nature du matériel organique. En effet, la composition de la biomasse au sol de la ZNI est plus variée que celle observée pour la ZMI (Tableau 2.2). On note davantage la présence de mousses et brindilles pour la ZMI, alors que pour la ZNI, la biomasse au sol se compose surtout d'aiguilles, de feuilles, d'herbes, de mousses et de brindilles.

2.4.3 Concentration en carbone organique total (COT%) et azote total (AT%)

Les concentrations en C.O. et en azote varient en fonction des différentes zones étudiées. En effet, si l'on compare les concentrations de ces deux éléments pour l'horizon de surface (Tableau 2.1), on constate que les concentrations sont plus élevées pour la ZNI que pour les deux zones inondables (ZFI et ZMI). En moyenne, l'horizon de surface de la ZNI contient 3,52 % de C.O., alors que la ZMI affiche une valeur de 3,45 % et que la ZFI en contient 2,09 %. Les résultats des tests statistiques (ANOVA, Tableau 2.1) ont montré que les moyennes sont significativement différentes entre les trois zones étudiées. Pour la ZNI et la ZMI, les concentrations en C.O. sont significativement plus élevées que dans la zone fréquemment inondée. Les valeurs moyennes de la ZNI et de la ZMI ne présentent pas de différences significatives comme l'indiquent les résultats des tests statistiques compilés dans les tableaux 2.1 et 2.3.

Pour l'azote total, des concentrations moyennes plus faibles ont été mesurées dans les deux zones inondables (ZFI et ZMI), tandis que dans la ZNI, les concentrations sont plus élevées. Les concentrations moyennes obtenues sont de 0,16 % pour la ZFI, de 0,19 % pour la ZMI et 0,28 % pour la ZNI. L'azote total suit donc le même patron de distribution que le carbone organique. Le test de Tukey montre que les concentrations en azote total de la ZNI diffèrent de façon significative des valeurs obtenues des deux zones inondables (ZMI et ZFI).

2.4.4 Distribution verticale du carbone organique total (COT%) et de l'azote total (AT%)

On note que les concentrations en C.O. total et en azote total diminuent graduellement avec la profondeur, et ce dans les trois zones étudiées (Figures 2.2 et 2.3). Pour la ZNI, les écarts des concentrations en C.O. entre l'horizon de surface et l'horizon le plus profond (c.-à-d. 80-100 cm) sont plus marqués que pour la ZFI et la ZMI, où les valeurs affichent une courbe plus prononcée dans le profil du sol. En effet, la concentration moyenne de C.O. en surface dans la ZNI est de 3,52 %, alors que pour la base du profil, la concentration moyenne est de 0,28 %. Pour la ZFI et la ZMI, les

valeurs moyennes en surface sont respectivement de 2,09 % et de 3,45 %, alors que les valeurs sont de 0,48 % et de 0,83 % à la base du profil.

La distribution verticale de l'azote total dans les profils de sol s'apparente à celle observée pour le C.O., soit des concentrations plus élevées en surface qu'en profondeur. L'horizon de surface contient en moyenne 0,17 %, 0,26 % et 0,27 % d'azote total pour la ZFI, la ZMI et la ZNI respectivement. À la base du profil, la concentration moyenne en azote pour la ZFI est de 0,04 %, de 0,05 % pour la ZMI et de 0,02 % pour la ZNI.

2.4.5 Corrélation entre les différentes propriétés du sol

Le Tableau 2.4 indique qu'il y a une corrélation significative ($r = 0,92$) entre les concentrations en C.O. et en azote pour l'horizon de surface (0-20 cm). L'argile et le limon sont également positivement corrélés avec une valeur de $r = 0,61$. Enfin, il existe une forte corrélation négative entre le sable et l'argile ($r = -0,70$) ainsi qu'entre le sable et le limon ($r = -0,99$), ce qui est attribuable à la relation directe de proportion que l'argile, le limon et le sable ont les uns avec les autres

2.5 Discussion

2.5.1 Variation du pH, de la densité apparente et de la texture

Des variations des propriétés physico-chimiques des sols de la zone alluviale ont été rapportées dans des travaux réalisés récemment dans le secteur d'étude (Drouin *et al.*, 2011; Gervais-Beaulac *et al.*, 2013; Saint-Laurent *et al.*, 2014). Les résultats obtenus se comparent à nos observations et mesures. Ces dernières se traduisent par un appauvrissement des sols en éléments nutritifs pour la zone soumise à des crues fréquentes, influençant ainsi les différents processus pédogénétiques et la vitalité des peuplements riverains. Par contre, d'autres propriétés du sol, dont l'acidité, la densité apparente et la texture, varient peu suivant les différentes zones alluviales étudiées (ZFI

et ZMI). La variabilité est généralement plus importante pour les zones non affectées par les inondations (ZNI).

Au niveau de l'acidité, on note que les sols sont généralement plus acides pour la ZNI que pour les deux autres zones inondées, lesquelles ont des valeurs de pH comparables. Cette acidité peut être attribuable à la plus grande quantité de biomasse au sol mesurée pour la ZNI. En effet, la décomposition de la biomasse entraîne la libération de plusieurs composés de nature acidifiante (ex. acides fulviques et humiques). Également, la forte présence d'espèces résineuses pour cette zone peut entraîner également une acidification du sol sachant que les litières constituées de plantes résineuses jouent un rôle d'acidification des sols (Augusto *et al.*, 2000).

Au niveau de la densité apparente, bien que les résultats indiquent qu'il n'y ait aucune différence significative entre les trois zones d'étude ($p = 0,244$), on note que la ZNI présente une densité apparente moyenne et médiane plus grande que les deux autres zones. Comme l'agriculture fut présente sur une certaine période de temps pour la ZNI, il est possible que le sol ait été compacté en raison du passage répétitif de la machinerie agricole dans le secteur. Ceci demeure toutefois spéculatif puisque les pratiques agricoles spécifiques à ce secteur nous sont méconnues.

La texture dominante des sols des zones inondables (ZFI et ZMI) pour les horizons de surface (0-20 cm) est constituée de loam limoneux, alors que pour la ZNI, c'est le loam sableux qui domine, indiquant que la zone alluviale est composée de matériel plus fin (limon et sable fin) que la zone extérieure. Cette différence au niveau des zones inondées et non inondées s'explique notamment par les conditions morphohydrologiques (érosion vs sédimentation) qui varient d'une zone à l'autre. Pour la ZFI et la ZMI, le phénomène d'aggradation verticale de la plaine alluviale (c.-à-d. dépôts de sédiments fluviaux fins en suspension dans les eaux lors des crues) explique souvent la présence de particules plus fines. Ce processus d'aggradation maintient le sol dans un état jeune et fait en sorte que son évolution pédologique est réduite. Ainsi, l'apport constant en nouveau matériel sédimentaire lors des crues génère des profils de sols jeunes et

chimiquement peu altérés (Duchaufour, 2001). Ceci confère une certaine homogénéité verticale (profil de sol) et spatiale aux sols de la zone inondable. La ZNI est quant à elle plus homogène. Cette zone repose en effet sur un till indifférencié (c.-à-d. dépôts glaciaires sans morphologie particulière) et aussi dans une plus faible proportion, sur des dépôts glaciolacustres de faciès d'eau peu profonde. Le till se compose de farine de roche ainsi que d'éléments de toutes tailles (c.-à-d. argiles jusqu'aux blocs) qui sont non triés alors que les dépôts glaciolacustres sont constitués de sables et parfois de graviers (MEMR, 1989). Ces deux types de dépôts sont plus hétérogènes que ceux trouvés dans la zone inondable. Par conséquent, le sol formé à partir de matériel parental divers est plus hétérogène et susceptible de contenir des proportions plus importantes de matériel plus grossier (sables moyens, graviers, cailloux).

2.5.2 Distribution du carbone organique et de l'azote selon les zones d'étude

Pour l'horizon de surface (0-20 cm), les concentrations en COT% et AT% sont plus faibles pour la ZFI que pour la ZMI et la ZNI. L'analyse de corrélation entre les différentes propriétés du sol a révélé que les teneurs de ces deux nutriments sont positivement corrélées. Généralement, les sols qui contiennent plus de C.O. contiennent également plus d'azote (Brady et Weil, 2008). En effet, les concentrations en COT% et AT% sont directement reliées à la quantité et à la qualité de la matière organique présente à la surface du sol. Les résultats concernant la biomasse au sol (litière) indiquent que l'épaisseur de celle-ci est en moyenne plus faible pour la ZFI que pour les deux autres zones. Ainsi, les sites où l'on observe moins de biomasse (soit la ZFI) contiennent également moins de COT% et d'AT%. Pour la ZNI, l'épaisseur moyenne de biomasse est plus importante et les concentrations en COT% et en AT% sont également plus élevées.

L'analyse des corrélations montre également qu'il n'y a pas de lien entre les pourcentages de particules fines (argiles et limons) dans le sol et les teneurs en COT% et AT%, alors qu'habituellement, les sols ayant un pourcentage de particules plus fines tendent à retenir plus de nutriments (Jobbàgy et Jackson, 2000; Bedison *et al.*, 2013).

Or, bien que la ZFI et la ZMI contiennent en moyenne plus de limons que la ZNI, leur concentration en COT% et en AT% sont plus faibles.

Comme des différences significatives ont été notées en fonction des trois zones d'études, nous pouvons déduire que le régime de crues a un impact sur les teneurs du sol en COT% et en AT%.

2.5.3 Distribution verticale du carbone organique total (COT%) et de l'azote total (AT%)

Pour les trois zones d'analyse, les teneurs en COT% et en AT% diminuent avec la profondeur. Comme les sources principales de ces deux nutriments (c.-à-d. la biomasse au sol et les racines) se trouvent en majeure partie à la surface et dans les premiers centimètres du sol, les concentrations sont donc plus élevées dans les couches supérieures. Le lessivage des éléments comme le C.O. et l'azote dans le profil est essentiel pour l'accumulation de ces nutriments dans le sol (Don *et al.*, 2007). Cependant, pour la ZFI, les concentrations en COT% et en AT% sont plus faibles dans l'horizon de surface, ce qui limite la quantité de nutriments disponibles pour le transfert vers les horizons plus profonds. Si l'on examine les concentrations de ces deux nutriments pour les profondeurs de 40 à 100 cm, on remarque que la variation est moins grande d'une zone à l'autre. D'ailleurs, la différence entre les moyennes des trois zones d'étude n'est pas significativement différente pour les profondeurs de 40-60 cm, 60-80 cm et 80-100 cm.

2.5.4 Variation de l'épaisseur de la biomasse au sol en fonction des zones d'étude

L'épaisseur moyenne de la biomasse au sol est plus faible pour la ZFI que pour les deux autres zones étudiées. Sur les 26 sites échantillonnés pour la ZFI, seulement huit présentaient de la biomasse au sol. En effet, lors d'épisodes de crues, la litière qui s'est accumulée à la surface du sol risque d'être entraînée en aval par le courant, laissant ainsi le sol à nu dans les zones les plus affectées par les crues successives. Comme la principale source de matière organique dans le sol est la litière, les processus de

transferts des nutriments dans le sol se trouvent inhibés. Ceci se confirme avec nos résultats qui indiquent de faibles teneurs en COT% et en AT% dans les 20 premiers centimètres du sol (ZFI). Pour la ZNI, l'épaisseur moyenne de la biomasse au sol est plus élevée. Ainsi, le transfert des nutriments dans le sol est possible, car la litière s'accumule au cours des années, ce qui explique que l'horizon de surface de la ZNI soit alimenté par la matière organique qui fournit au sol une part importante du C.O. et de l'azote.

La qualité de la biomasse au sol est différente pour les trois zones étudiées. En effet, le type de litière qui recouvre chacune des zones dépend du type de peuplement forestier en place, lequel varie selon les zones d'étude. La ZNI se compose en partie de peuplement résineux et de feuillus, alors que les deux zones inondables sont largement recouvertes par des peuplements de feuillus. Lorsque la litière se décompose, elle se divise en deux grandes fractions, soit la fraction labile et la fraction récalcitrante. Les sucres, la cellulose et l'hémicellulose sont des composées facilement décomposables caractéristiques de la fraction labile, alors que des composées comme la lignine et les cires se décomposent plus difficilement et sont donc caractéristiques de la fraction récalcitrante. Ainsi, il est important de noter que les litières provenant des résineux contiennent beaucoup plus de lignine et de substances lipidiques comme les cires, ce qui ralentit sa décomposition et favorise l'accumulation de composés organiques dans le sol (Riou-Nivert, 2005). Or, les litières provenant de feuillus, par exemple l'érable ou le frêne, sont dégradées plus rapidement (Duchaufour, 2015). On peut donc s'attendre à ce que la nature de la biomasse du sol influence également son épaisseur. Pour la ZNI, les litières avec plus de débris résineux risquent de se décomposer plus lentement et donc favorisent l'accumulation de matière organique. Pour la ZMI, les litières constituées surtout de débris de feuillus risquent de se décomposer plus rapidement, en plus d'être affectées par des crues sporadiques (intervalle de 20-100 ans), laissant une moins grande quantité de matériel organique en surface du sol. Pour la ZFI, les sols sont dans la plupart des sites dépourvus de litière, empêchant ainsi un apport constant de matière organique.

2.6 Conclusion

Des différences marquées ont été mesurées au niveau des propriétés des concentrations en éléments nutritifs dans le sol entre les différentes zones d'étude (ZFI, ZMI et ZNI). Les teneurs en COT% et en AT% sont significativement plus faibles pour la ZFI, alors qu'elles sont plus élevées pour la ZMI et la ZNI. L'épaisseur de la biomasse au sol est également plus faible pour la ZFI que pour les deux autres zones en raison du décapage des litières lors d'épisode de crues. Ainsi, l'absence ou la faible épaisseur de biomasse au sol, qui constitue la principale source de composés organiques pour le sol, a pour effet aussi de réduire la quantité de nutriments (dont le C.O. et l'azote). Comme le C.O. et l'azote sont des éléments essentiels pour le développement pédogénétique des sols et pour le maintien des communautés végétales, leur faible concentration pour la ZFI pourrait avoir un impact à long terme sur le maintien et la vitalité des peuplements forestiers en zone alluviale. Ainsi, cette étude a permis de mieux comprendre la dynamique des sols alluviaux dans un contexte où les crues agissent comme un facteur de perturbations important sur le développement des sols. Si on tient compte des changements hydroclimatiques actuels qui se traduisent par une augmentation de la fréquence des inondations, selon les observations et les données récentes, il est probable que les sols alluviaux soumis à des crues successives seront largement affectés, notamment par une diminution constante du C.O., de l'azote ou d'autres nutriments. Cette perte de la fertilité des sols pourrait avoir un impact direct sur l'établissement des jeunes plantules et sur la régénération forestière dans son ensemble, modifiant à la longue la composition et la structure des écosystèmes. Enfin, on sait que le stockage du C.O. notamment dans les milieux humides et riverains est d'une grande importance et peut largement contribuer à réduire le CO₂ atmosphérique et avoir un impact sur le réchauffement planétaire.

2.7 Remerciements

Dans un premier temps, nous remercions les professeurs Maxime C. Paré (UQAC) et Alain Chalifour (UQTR) pour leurs commentaires constructifs tout au long de ma

recherche. Nous remercions également Alain Brousseau et Dany Bouchard pour les analyses de sol. Nous remercions Vernhar Gervais-Beaulac pour son support lors des analyses statistiques ainsi que David Paradis, Stéphanie Bergeron et Lydia Parenteau pour leur assistance durant les travaux de terrain. Les auteurs remercient le Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada (CRSNG) pour leur support financier.

2.8 Références

- Augusto, L., Ranger, J., Bonneau, M., 2000. Influence des essences sur la fertilité chimique des sols. Conséquences sur les choix sylvicoles. *R. Forest. Fran.* 6, 507-518.
- Bayley, S.E., Guimond, J.K., 2009. Aboveground biomass and nutrient limitation in relation to river connectivity in montane floodplain marshes. *Wetlands* 29(4), 1243-1254.
- Bedison, J.E., Scatena, F.N., Mead, J.V., 2013. Influences on the spatial pattern of soil carbon and nitrogen in forested and non-forested riparian zones in the Atlantic coastal plain of the Delaware River Basin. *For. Ecol. Manag.* 302, 200-209.
- Brady, N.C., Weil, R.R., 2007. *The nature and properties of soils*. 14th Edition, Prentice-Hall, London, United Kingdom.
- Curtin, D., Trollove, S., 2013. Predicting pH buffering capacity of New Zealand soils from organic matter content and mineral characteristics. *Soil Research* 51(6), 494-502.
- Cierjacks, A., Kleinschmidt B., Kowarik, I., Graf, M., Lang, F., 2011. Organic matter distribution in floodplains can be predicted using spatial and vegetation structure data. *River Res. Appl.* 27(8), 1048-1057.
- COGESAF, 2006. Analyse du bassin versant de la rivière Saint-François. Plan directeur de l'eau. <http://cogesaf.qc.ca/analyse-du-bassin-versant-de-la-riviere-saint-francois/>
- Conant, R.T., Smith, G.R., Paustian, K., 2003. Spatial variability of soil carbon in forested and cultivated sites: Implications for change detection. *J. Environm. Qual.* 32, 278-286.

- Dam, D.V., Veldkamp, E., Breemen, N.V., 1997. Soil organic carbon dynamics: Variability with depth in forested and deforested soils under pasture in Costa Rica. *Biogeochemistry* 39, 343-375.
- Don, A., Schumacher, J., Scherer-Lorenzen, M., Scholten, T., Schulze, E.-D., 2007. Spatial and vertical variation of soil carbon at two grassland sites: Implications for measuring soil carbon stocks. *Geoderma* 141(3-4), 272-282.
- Douglas EM, Vogel RM, Kroll CN. 2000. Trends in floods and low flows in the united states: Impact of spatial correlation. *Journal of Hydrology* 240(1-2): 90-105.
- Drouin, A., Saint-Laurent, D., Lavoie, L., Ouellet, C., 2011. High-precision elevation model to evaluate the spatial distribution of soil organic carbon in active floodplains. *Wetlands* 31(6), 1151-1164.
- Duchaufour P. 2001. Introduction à la science du sol. Sol, végétation, environnement. DUNOD, Paris, France.
- Duchaufour P. 2015. HUMUS. Encyclopædia Universalis en ligne <http://www.universalis-edu.com/encyclopedie/humus>
- Environment Canada (EC), Ministère de l'Environnement (MENV). 1982. Flood risk map: Saint-François River Basin (scales 1: 15,000, 1:10,000). Québec, Canada.
- Evrendilek, F., Celik, I., Kilic, S., 2004. Changes in soil organic carbon and other physical soil properties along adjacent mediterranean forest, grassland, and cropland ecosystems in Turkey. *J. Arid Environm.* 59(4), 743-752.
- Gervais-Beaulac, V., Saint-Laurent, D., Berthelot, J.-F., 2013. Organic carbon distribution in alluvial soils according to different flood risk zones. *J. Soil Sc. Environm. Manag.* 4(8), 169-177.
- Gregorich, E.G., Greer, K.J., Anderson, D.W., Liang, B.C., 1998. Carbon distribution and losses: Erosion and deposition effects. *Soil Tillage Res.* 47, 291-302.
- Groupe de travail sur la classification des sols. 2002. Le système canadien de classification des sols, 3ème ed. Ministère de l'Agriculture et de l'Agro-Alimentaire du Canada, Ottawa, Canada.
- Häring, V., Fischer, H., Cadisch, G., Stahr, K., 2013. Implication of erosion on the assessment of decomposition and humification of soil organic carbon after land use change in tropical agricultural systems. *Soil Biol. Biochem.* 65, 158-167.

- Jobbàgy, E.G., Jackson, R.B. 2000. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecol. Appl.* 10(2): 423-436.
- Lavoie, L., Saint-Laurent, D., St-Laurent, J., 2006. Analyse pédologique et sédimentologique des sols alluviaux et paléosols des terrasses d'inondation. *Can. J. Soil Sc.* 86, 1-14.
- Li, M., Zhang, X., Pang, G., Han, F., 2013. The estimation of soil organic carbon distribution and storage in a small catchment area of the loess plateau. *Catena* 101, 11-16.
- McKeague, J.A., 1978. *Manual on Soil Sampling and Methods of Analysis*, 2th ed. Soil Research Institute, Ottawa, Canada.
- MDDELCC, 2015a. Normales climatiques du Québec 1981-2010. Gouvernement du Québec en ligne <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/climat/normales/sommaire.asp>
- MDDELCC, 2015b. Centre d'expertise hydriques du Québec (CEHQ). Gouvernement du Québec en ligne : http://www.cehq.gouv.qc.ca/hydrometrie/historique_donnees/fiche_station.asp?NoStation=030205
- MEMR, 1989. Richmond [document cartographique]. Édition 6, 1 : 50 000, Carte de dépôts de surface, feuillet 31h/9. Centre canadien de cartographie, Ottawa, Canada.
- MRNF, 2012. Photocartotheque québécoise, photos aériennes et orthophotos, feuillets 21E et 21H, Gouvernement du Québec.
- Meenu R, Rehana S, Mujumdar PP. 2013. Assessment of hydrologic impacts of climate change in tunga-bhadra river basin, india with hec-hms and sdsm. *Hydrological Processes* 27(11): 1572-1589.
- Middelkoop H, Daamen K, Gellens D, Grabs W, Kwadijk JCJ, Lang H, Parmet BWaH, Schadler B, Schulla J, Wilke K. 2001. Impact of climate change on hydrological regimes and water resources management in the rhine basin. *Climatic Change* 49(1-2): 105-128.
- Ozkul S. 2009. Assessment of climate change effects in aegean river basins: The case of gediz and buyuk menderes basins. *Climatic Change* 97(1-2): 253-283.
- Paré, M.C., 2011. Organic matter quality in cryosols: Effect on soil nitrogen dynamics and greenhouse gas emissions. Ph D thesis, Saskatchewan University, Saskatoon, Canada.

- QuikChem Automated Ion Analyzer Methods Manual. No. 13-107-06-2-D. 1996. Determination of total kjeldahl nitrogen in soils and plants by flow injection analysis (Block Digester Method). LACHAT Instruments, Milwaukee, WI.
- Riou-Nivert P. 2005. Les résineux. Tome II : Écologie et pathologie. Institut pour le Développement forestier, Paris, France.
- Rodríguez-Murillo, J.C., 2001. Organic carbon content under different types of land use and soil in Peninsular Spain. *Biol. Fertil. Soils* 33, 53-61.
- Ross, G.J., Wang, C., 1993. Extractable Al, Fe, Mn, Si. In: Carter MR (Ed.) *Soil Sampling and methods of analysis*. Lewis Publishers, Boca Raton, United-States.
- Saint-Laurent, D., Mesfioui, M., Evin, G., 2009. Hydroclimatic variability and relation with flood events (Southern Québec, Canada). *Water Resources* 36, 43-56.
- Saint-Laurent, D., Lavoie, L., Drouin, A., St-Laurent, J., Ghaleb, B., 2010. Floodplain sedimentation rates, soil properties and recent flood history in southern Québec. *Global Planet. Change* 70(1-4), 76-91.
- Saint-Laurent, D., Gervais-Beaulac, V., Berthelot, J.-S., 2014. Comparison of soil organic carbon and total nitrogen contents in inundated and non-inundated zones in southern Québec, Canada. *Catena* 113, 1-8.
- Schilling, K.E., Palmer, J.A., Bettis, E.A, Jacobson, P., Schultz, R.C., Isenhardt, T.M., 2009. Vertical distribution of total carbon, nitrogen and phosphorus in riparian soils of Walnut Creek, Southern Iowa. *Catena* 77(3), 266-273.
- Wang JH, Hong Y, Gourley J, Adhikari P, Li L, Su FG. 2010. Quantitative assessment of climate change and human impacts on long-term hydrologic response: A case study in a sub-basin of the yellow river, china. *International Journal of Climatology* 30(14): 2130-2137.
- Wantzen, K.M., Couto, E.G., Mund, E.E., Amorim, R.S.S., Siqueira, A., Tielbörger, K., Seifan, M., 2012. Soil carbon stocks in stream-valley-ecosystems in the Brazilian Cerrado agroscapes. *Agric. Ecosys. Environm.* 151, 70-79.
- Wei, X., Shao, M., Fu, X., Horton, R., Li, Y., Zhang, X., 2009. Distribution of soil organic C, N and P in three adjacent land use patterns in the northern loess plateau, China. *Biogeochemistry* 96(1-3), 149-162.

- Wiesmeier, M., Hübner, R., Barthold, F., Spörlein, P., Geuß, U., Hangen, E., Reischl, A., Schilling, B., Von Lützow, M., Kögel-Knabner, I., 2013. Amount, distribution and driving factors of soil organic carbon and nitrogen in cropland and grassland soils of southeast Germany (Bavaria). *Agric. Ecosys. Environm.* 176, 39-52.
- Wilby RL, Beven KJ, Reynard NS. 2008. Climate change and fluvial flood risk in the uk: More of the same? *Hydrological Processes* 22(14): 2511-2523.
- Yeomans, J.C., Bremner, J.M., 1988. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. *Soil Sc. Plant Anal.* 19, 1467-1476.

Tableau 2.1

Propriétés physiques et chimiques des couches de surface (0-20 cm) du sol en zones inondables (ZFI et ZMI) et non inondées (ZNI) et résultat du test d'ANOVA

	pH (CaCl ₂)	COT (%)	AT (%)	C/N	Fe + Al (%)	Densité (g/cm ³)	Argile (%)	Limon (%)	Sable (%)	Texture dominante ^a	Couleur ^b (Munsell)
Zone fréquemment inondée (ZFI) (n = 26)											
Moyenne	4,94	2,09	0,17	12,23	0,40	1,00	2,36	53,6	44,0	Loam limoneux (65,4 %)	10YR 4/2
Écart-type	(± 0,74)	(± 0,80)	(± 0,05)	(± 1,90)	(± 0,22)	(± 0,17)	(± 2,17)	(± 11,6)	(± 13,1)		10YR 5/2
Maximum	5,76	4,60	0,30	16,76	1,17	1,40	12,7	82,6	74,3		
Minimum	2,88	0,39	0,06	6,96	0,18	0,60	1,0	24,7	4,7		
Médiane	5,30	1,20	0,16	12,12	0,32	1,03	1,9	55,1	43,0		
Zone modérément inondée (ZMI) (n = 27)											
Moyenne	4,70	3,45	0,26	12,88	0,67	0,99	2,31	52,1	45,6	Loam limoneux (55,5%)	10YR 4/2
Écart-type	(± 1,33)	(± 1,56)	(± 0,10)	(± 2,79)	(± 0,40)	(± 0,25)	(± 1,96)	(±13,3)	(±14,3)		2.5Y 5/3
Maximum	7,19	8,34	0,59	20,33	1,30	1,57	11,6	74,9	72,8		
Minimum	2,88	1,21	0,14	7,81	0,10	0,63	1,1	26,1	13,5		
Médiane	4,16	2,97	0,26	12,69	0,64	0,96	1,8	56,5	41,4		
Zone non inondée (ZNI) (n = 33))											
Moyenne	4,34	3,52	0,27	13,25	0,98	1,08	2,36	45,6	52,1	Loam sableux (75,8 %)	10YR 4/2
Écart-type	(± 0,82)	(± 1,57)	(± 0,11)	(± 2,62)	(± 0,57)	(± 0,24)	(± 2,15)	(± 11,2)	(± 13,1)		10YR 3/2
Maximum	6,98	7,11	0,59	19,37	2,20	1,54	11,7	79,9	70,4		
Minimum	3,08	1,03	0,07	8,84	0,07	0,39	1,1	28,5	8,4		
Médiane	4,10	3,43	0,24	13,24	0,86	1,08	1,6	44,1	54,0		
ANOVA (P-value)	0,065	0,000*	0,000*	0,294	0,000*	0,244	0,995	0,026*	0,053	S.O.	S.O.

^a Classes texturales basées sur le SCCS (2002).

^b Couleur à l'état sec.

* Différences significative entre les groupes (p < 0,05).

Tableau 2.2

Biomasse au sol (litière) suivant les différentes zones d'étude (ZFI, ZMI et ZNI) et résultat du test d'ANOVA

Biomasse au sol	Épaisseur (cm)	Description
Zone fréquemment inondée (ZFI) (n = 25)		
Moyenne et écart-type	0,79 (± 1,66)	Couvert à dominance de feuillus et zones ouvertes dominées par des herbacées (<i>Solidago sp.</i>) Litière généralement absente (72 % des cas), composée de brindilles et de tiges (principalement <i>Solidago sp.</i>) lorsque présente.
Maximum	5,5	
Minimum	0	
Médiane	0	
Zone modérément inondée (ZMI) (n = 27)		
Moyenne et écart-type	11	Couvert à dominance de feuillus et d'arbustes divers. Litière présente (100 % des cas) et composée de mousses, de brindilles et de feuilles.
Maximum	0,7	
Minimum	1,5	
Médiane	3,65 (± 2,95)	
Zone non inondée (ZNI) (n = 33)		
Moyenne et écart-type	0,7	Couvert à dominance de feuillus ou de conifères. Litière présente (100 % des cas) et composée d'aiguilles, de feuilles, de brindilles, de mousses et d'herbes.
Maximum	3	
Résultat ANOVA (p-value)	0,000*	S.O.

* Différences significative entre les groupes ($p < 0,05$).

Tableau 2.3

Résultats du test de Tukey pour la comparaison des moyennes de COT%, d'AT% et de biomasse (cm) entre les trois zones d'étude (ZFI, ZMI ET ZNI)

	Groupe 1 ZFI et ZMI	Groupe 2 ZFI et ZNI	Groupe 3 ZMI et ZNI
COT	0,012*	0,000*	0,445
AT	0,002*	0,000*	0,980
Biomasse	0,001*	0,000*	0,997

* Différences significative entre les groupes ($p < 0,05$).

Tableau 2.4

Corrélation entre les propriétés du sol (profondeur de 0-20 cm)
pour les différentes zones (ZFI, ZMI et ZNI)

	pH	COT	AT	Argile	Limon	Sable
<i>pH</i>	1					
<i>COT</i>	-0,49	1				
<i>AT</i>	-0,40	0,92*	1			
<i>Argile</i>	0,33	-0,30	-0,34	1		
<i>Limon</i>	0,06	-0,33	-0,34	0,61*	1	
<i>Sable</i>	-0,01	0,34	0,36	-0,70*	-0,99*	1

* Corrélation significative à un intervalle de confiance de 95 %.

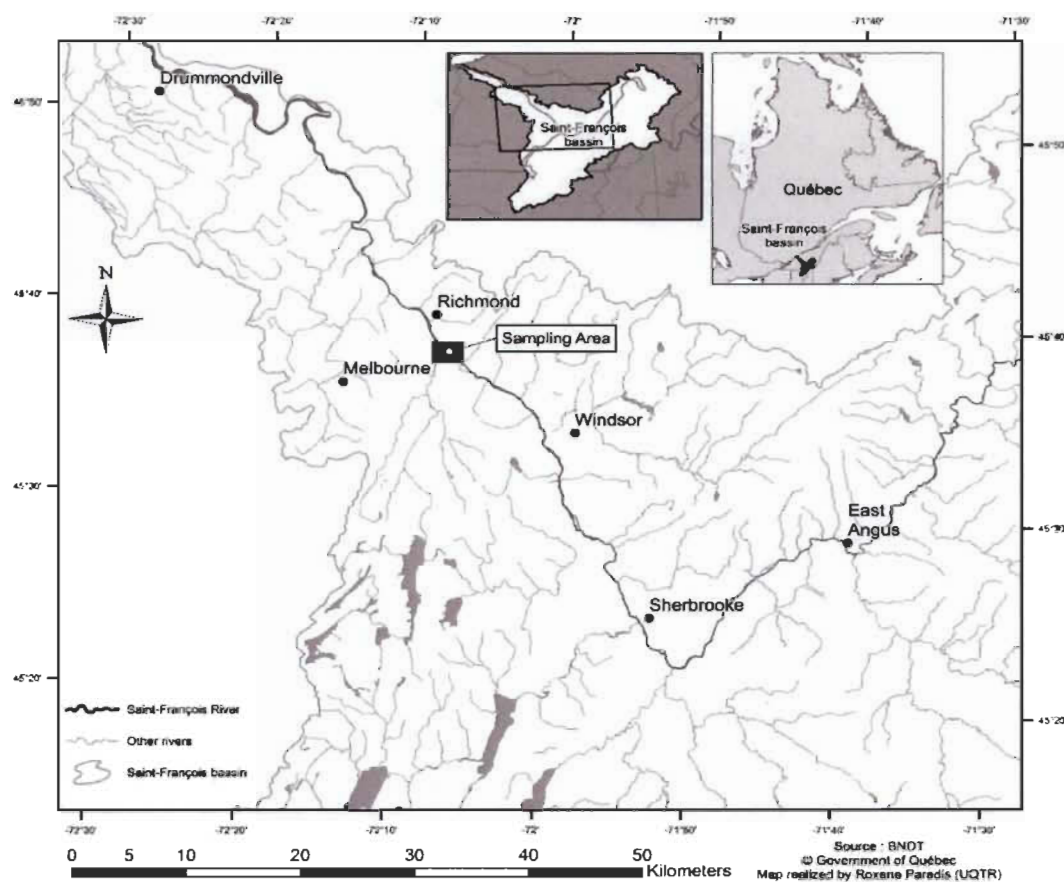


Figure 2.1 Localisation du site d'échantillonnage (Sampling area) en bordure de la rivière Saint-François (Centre-Sud du Québec, Canada).

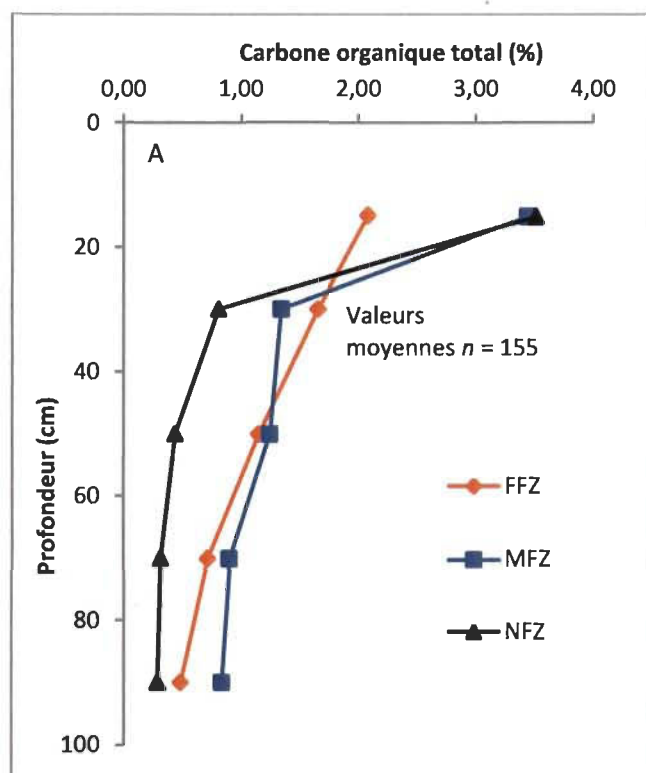


Figure 2.2 Variation verticale du C.O. suivant les différentes zones (ZFI, ZMI et ZNI).

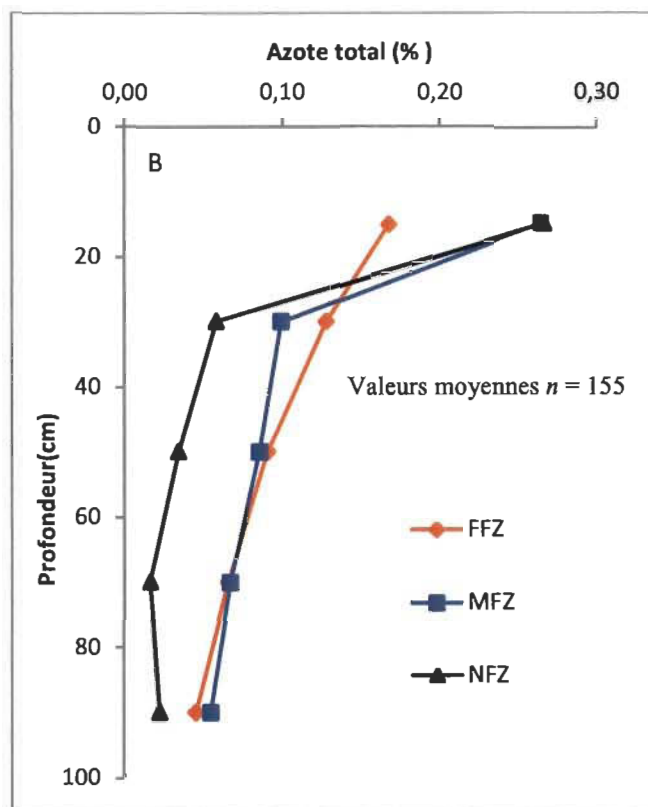


Figure 2.3 Variation verticale de l'azote suivant les différentes zones (ZFI, ZMI et ZNI).

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Alvarez, R. et R. Alvarez (2005). "A review of nitrogen fertilizer and conservation tillage effects on soil organic carbon storage". *Soil Use and Management* 21(1): 38-52.
- Austin, B. J. et E. A., Strauss (2011). "Nitrification and denitrification response to varying periods of desiccation and inundation in a western Kansas stream". *Hydrobiologia* 658(1): 183-195.
- Battle-Aguilar, Brovelli J., Luster, A., Shrestha, J., Niklaus J., P. A. et Barry, D. A. (2012). "Analysis of carbon and nitrogen dynamics in riparian soils: model validation and sensitivity to environmental controls". *Sci Total Environ* 429: 246-256.
- Bayley, S. E. et J. K., Guimond. (2009). "Aboveground Biomass and Nutrient Limitation in Relation to River Connectivity in Montane Floodplain Marshes". *Wetlands* 29(4): 1243-1254.
- Bechtold, J.-S. (2007). "Fluvial Sediment Influences on Floodplain Soil Biogeochemistry". Thèse de doctorat en philosophie, sous la direction de Robert J. Naiman, Washington, École des sciences aquatiques et de la pêche, 170 p.
- Bedison, J. E., F. N. Scatena et J. V. Mead (2013). "Influences on the spatial pattern of soil carbon and nitrogen in forested and non-forested riparian zones in the Atlantic Coastal Plain of the Delaware River Basin". *Forest Ecology and Management* 302: 200-209.
- Berthelot, J.-S., Saint-Laurent, D., Gervais-Beaulac, V., Savoie, D. (2014). Assessing the effects of periodic flooding on the population structure and recruitment rates of riparian tree forests. *Water*, 2012, 6(9), 2614-2633. DOI: 10.3390/w6092614
- Berthelot, J.-S., Saint-Laurent, D., Gervais-Beaulac, V. (2015). A comparison of the composition and diversity of tree populations along a hydrological gradient in floodplains. *Forests Journal*, 6, 929-956. DOI: 10.3390/f6040929
- Boyer, C., D. Chaumont, I. Chartier et A. G. Roy (2010). "Impact of climate change on the hydrology of St. Lawrence tributaries". *Journal of Hydrology* 384(1-2): 65-83.
- Brady, N.C. et R.R. Weil (2007). "The nature and properties of soils" 14th ed. Prentice-Hall, London, UK.

- Brovelli, A., J. Batlle-Aguilar et D. A. Barry (2012). "Analysis of carbon and nitrogen dynamics in riparian soils: model development". *Sci Total Environ* 429: 231-245.
- Cabezas, A., F. A. Comin et D. E. Walling (2009). "Changing patterns of organic carbon and nitrogen accretion on the middle Ebro floodplain (NE Spain)". *Ecological Engineering* 35(10): 1547-1558.
- Carter MR. et Gregorich, EG., (2008). "Soil Sampling and Methods of Analysis. Canadian Society of Soil Science", 2e edition, Lewis Publishers, Boca Raton, Fl. pp. 1264.
- Cierjacks, A., B. Kleinschmit, I. Kowarik, M. Graf et F. Lang (2011). "Organic matter distribution in floodplains can be predicted using spatial and vegetation structure data". *River Research and Applications* 27(8): 1048-1057.
- COGESAF (2006). "Analyse du bassin versant de la rivière Saint-François". Plan directeur de l'eau. <http://cogesaf.qc.ca/analyse-du-bassin-versant-de-la-riviere-saint-francois/>
- Conant, R. T., G. R. Smith et K. Paustian (2003). "Spatial Variability of Soil Carbon in Forested and Cultivated Sites: Implications for Change Detection". *Journal of Environmental Quality* 32: 278-286.
- Dam, D. V., E. Veldkamp et N. V. Breemen (1997). "Soil organic carbon dynamics: variability with depth in forested and deforested soils under pasture in Costa Rica". *Biogeochemistry* 39: 343-375.
- Don, A., J. Schumacher, M. Scherer-Lorenzen, T. Scholten et E.-D. Schulze (2007). "Spatial and vertical variation of soil carbon at two grassland sites - Implications for measuring soil carbon stocks". *Geoderma* 141(3-4): 272-282.
- Douglas, E. M., R. M. Vogel et C. N. Kroll (2000). "Trends in floods and low flows in the United States: impact of spatial correlation". *Journal of Hydrology* 240(1-2): 90-105.
- Drouin, A., D. Saint-Laurent, L. Lavoie et C. Ouellet (2011). "High-Precision Elevation Model to Evaluate the Spatial Distribution of Soil Organic Carbon in Active Floodplains". *Wetlands* 31(6): 1151-1164.
- Evrendilek, F., I. Celik et S. Kilic (2004). "Changes in soil organic carbon and other physical soil properties along adjacent Mediterranean forest, grassland, and cropland ecosystems in Turkey". *Journal of Arid Environments* 59(4): 743-752.

- Fu, X., M. Shao, X. Wei et R. Horton (2010). "Soil organic carbon and total nitrogen as affected by vegetation types in Northern Loess Plateau of China". *Geoderma* 155(1-2): 31-35.
- Gervais Beaulac, V.-L. (2013). "Analyse spatiale des sols alluviaux en zone active de sédimentation (Centre-Sud du Québec)". Trois-Rivières, Université du Québec à Trois-Rivières.
- Gregorich, E. G., K. J. Greerb, D. W. Andersonb et B. C. Liang (1998). "Carbon distribution and losses: erosion and deposition effects". *Soil & Tillage Research* 47: 291 ± 302.
- Groupe de travail sur la classification des sols, (2002). "Le système canadien de classification des sols. 3^{ième} édition. Direction générale de la recherche, Ministère de l'Agriculture et de Agro-Alimentaire du Canada. Publication 1646. Ottawa (ON). 196 pp.
- Häring, V., H. Fischer, G. Cadisch et K. Stahr (2013). "Implication of erosion on the assessment of decomposition and humification of soil organic carbon after land use change in tropical agricultural systems". *Soil Biology and Biochemistry* 65: 158-167.
- Harms, T. K., E. A. Wentz et N. B. Grimm (2008). "Spatial Heterogeneity of Denitrification in Semi-Arid Floodplains". *Ecosystems* 12(1): 129-143.
- Jobbàgy, E. G. et R. B. Jackson (2000). "The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation". *Ecological Applications* 10(2): 423-436.
- Laforce, S., M.-C. Simard, R. Leconte et F. Brissette (2011). "Climate Change and Floodplain Delineation in Two Southern Quebec River Basins¹". *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 47(4): 785-799.
- Legros, J.-P. (2007). "Les grands sols du monde", 1^{ère} éd. Espagne : Presse polytechniques et universitaires normandes. 574 p.
- Lavoie, L., D. Saint-Laurent et J. ST-Laurent (2006). "Analyse pédologique et sédimentologique des sols alluviaux et paléosols des terrasses d'inondation". *Canadian Journal of Soil Science*, 86: 1-14.
- Li, M., X. Zhang, G. Pang et F. Han (2013). "The estimation of soil organic carbon distribution and storage in a small catchment area of the Loess Plateau". *Catena* 101: 11-16.

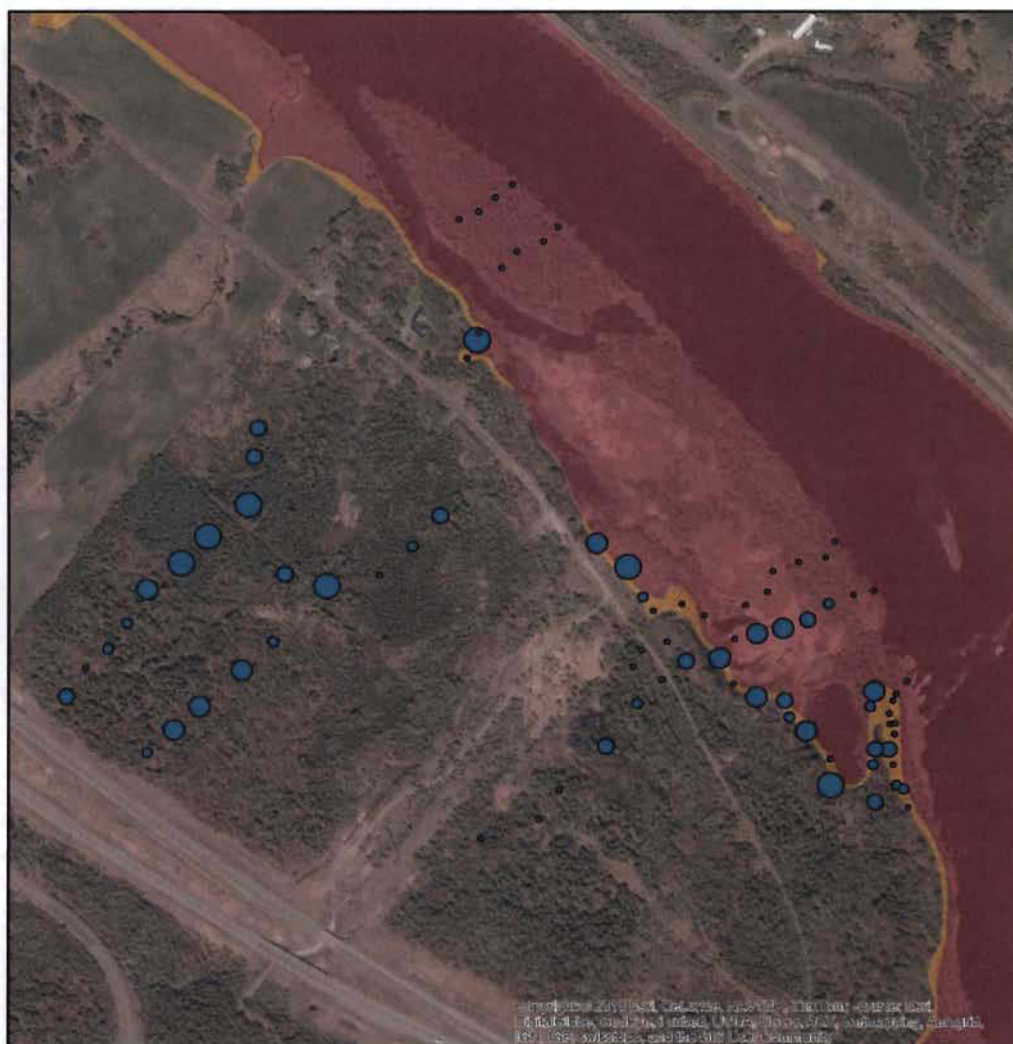
- Mann H B (1949). Analysis and design of experiments: Analysis of variance and analysis of variance designs. Dover Publications, Inc. New York. pp. x + 195.
- Meenu, R., S. Rehana et P. P. Mujumdar (2013). "Assessment of hydrologic impacts of climate change in Tunga-Bhadra river basin, India with HEC-HMS and SDSM". *Hydrological Processes* 27(11): 1572-1589.
- Middelkoop, H., K. Daamen, D. Gellens, W. Grabs, J. C. J. Kwadijk, H. Lang, B. W. A. H. Parmet, B. Schadler, J. Schulla et K. Wilke (2001). "Impact of climate change on hydrological regimes and water resources management in the rhine basin". *Climatic Change* 49(1-2): 105-128.
- Oueslati, I., P. Allamano, E. Bonifacio et P. Claps (2013). "Vegetation and Topographic Control on Spatial Variability of Soil Organic Carbon". *Pedosphere* 23(1): 48-58.
- Ozkul, S. (2009). "Assessment of climate change effects in Aegean river basins: the case of Gediz and Buyuk Menderes Basins". *Climatic Change* 97(1-2): 253-283.
- Paré, M. C. (2011). "Organic matter quality in cryosols: effect on soil nitrogen dynamics and greenhouse gas emissions". Thèse de doctorat en philosophie, sous la direction de Angela Bedard-Haughn, Saskatoon, Université de la Saskatchewan, Département des sciences du sol, 170 p.
- Paul, K. I., P. J. Polglase, J. G. Nyakuengama et P. K. Khanna (2002). "Change in soil carbon following afforestation". *Forest Ecology and Management* 168: 241-257.
- Rodríguez-Murillo, J. C. (2001). "Organic carbon content under different types of land use and soil in peninsular Spain". *Biol Fertil Soils* 33: 53-61.
- Saint-Laurent, D., C. Couture, et E. McNeil (2001). "Spatio-temporal analysis of floods of the Saint-François drainage basin, Québec, Canada". *Environments* 29, 73-90.
- Saint-Laurent, D., L. Lavoie, A. Drouin, J. St-Laurent et B. Ghaleb (2010). "Floodplain sedimentation rates, soil properties and recent flood history in southern Québec". *Global and Planetary Change* 70(1-4): 76-91.
- Saint-Laurent, D., M. Mesfioui et G. Evin (2009). "Hydroclimatic variability and relation with flood events (Southern Québec, Canada)". *Water Resources* 36(1): 43-56.
- Saint-Laurent, D., V. Gervais-Beaulac et J-S. Berthelot (2014). "Variability of soil properties in different flood-risk zones and link with hydroclimatic changes (Southern Québec, Canada)". *Geoderma* 214-215: 80-90.

- Schilling, K. E., J. A. Palmer, E. A. Bettis, P. Jacobson, R. C. Schultz et T. M. Isenhardt (2009). "Vertical distribution of total carbon, nitrogen and phosphorus in riparian soils of Walnut Creek, southern Iowa". *Catena* 77(3): 266-273.
- Sealy Gosset W, (1908). The probable error of a mean. *Biometrika*, 6(1): 1-25.
- Shapiro SS, Wilk MB, (1965). An analysis of variance test for normality (complete samples). *Biometrika*, 52(3-4): 591-611.
- Smith, P. (2007). "Land use change and soil organic carbon dynamics". *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 81(2): 169-178.
- Wang, J. H., Y. Hong, J. Gourley, P. Adhikari, L. Li et F. G. Su (2010). "Quantitative assessment of climate change and human impacts on long-term hydrologic response: a case study in a sub-basin of the Yellow River, China". *International Journal of Climatology* 30(14): 2130-2137.
- Wantzen, K. M., E. G. Couto, E. E. Mund, R. S. S. Amorim, A. Siqueira, K. Tielbörger et M. Seifan (2012). "Soil carbon stocks in stream-valley-ecosystems in the Brazilian Cerrado agroscape". *Agriculture, Ecosystems & Environment* 151: 70-79.
- Wei, X., M. Shao, X. Fu, R. Horton, Y. Li et X. Zhang (2009). "Distribution of soil organic C, N and P in three adjacent land use patterns in the northern Loess Plateau, China". *Biogeochemistry* 96(1-3): 149-162.
- Wiesmeier, M., R. Hübner, F. Barthold, P. Spörlein, U. Geuß, E. Hangen, A. Reischl, B. Schilling, M. von Lützow et I. Kögel-Knabner (2013). "Amount, distribution and driving factors of soil organic carbon and nitrogen in cropland and grassland soils of southeast Germany (Bavaria)". *Agriculture, Ecosystems & Environment* 176: 39-52.
- Wilby, R. L., K. J. Beven et N. S. Reynard (2008). "Climate change and fluvial flood risk in the UK: more of the same?" *Hydrological Processes* 22(14): 2511-2523.
- Yeomans J.C. et J.M., Bremner (1988). A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil, *Soil Science Plant Annals*, 19, pp. 1467-1476.

ANNEXE A

CARTOGRAPHIE DES VALEURS ET CONCENTRATIONS DES PROPRIÉTÉS PHYSICO-CHIMIQUES POUR CHACUN DES ÉCHANTILLONS

Note : Les données sont exprimées en pourcentage, sauf pour la biomasse au sol qui est en centimètre.



Biomasse

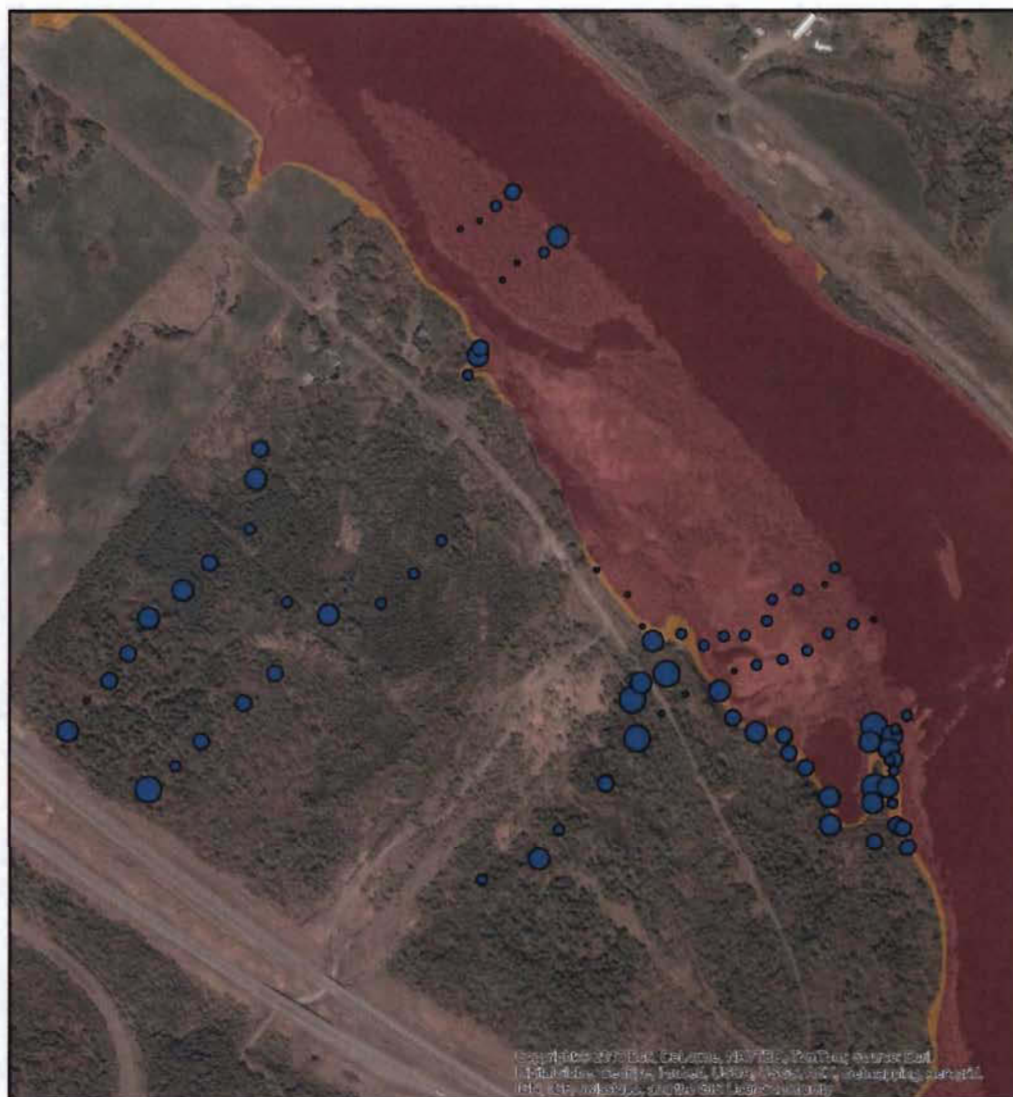
- 0.0 - 1.0
- 1.0 - 2.5
- 2.5 - 4.0
- 4.0 - 6.0
- 6.0 - 13.0
- Zone de grand courant 0-20 ans
- Zone de faible courant 20-100 ans

0 62.5 125 250 375 500
Mètres

1:5 000



Référence : BDZ1 2013
Projection : Nad 83 Lambert Conique Conforme
Auteure : Roxane Paradis (UQTR), Août 2015



CO

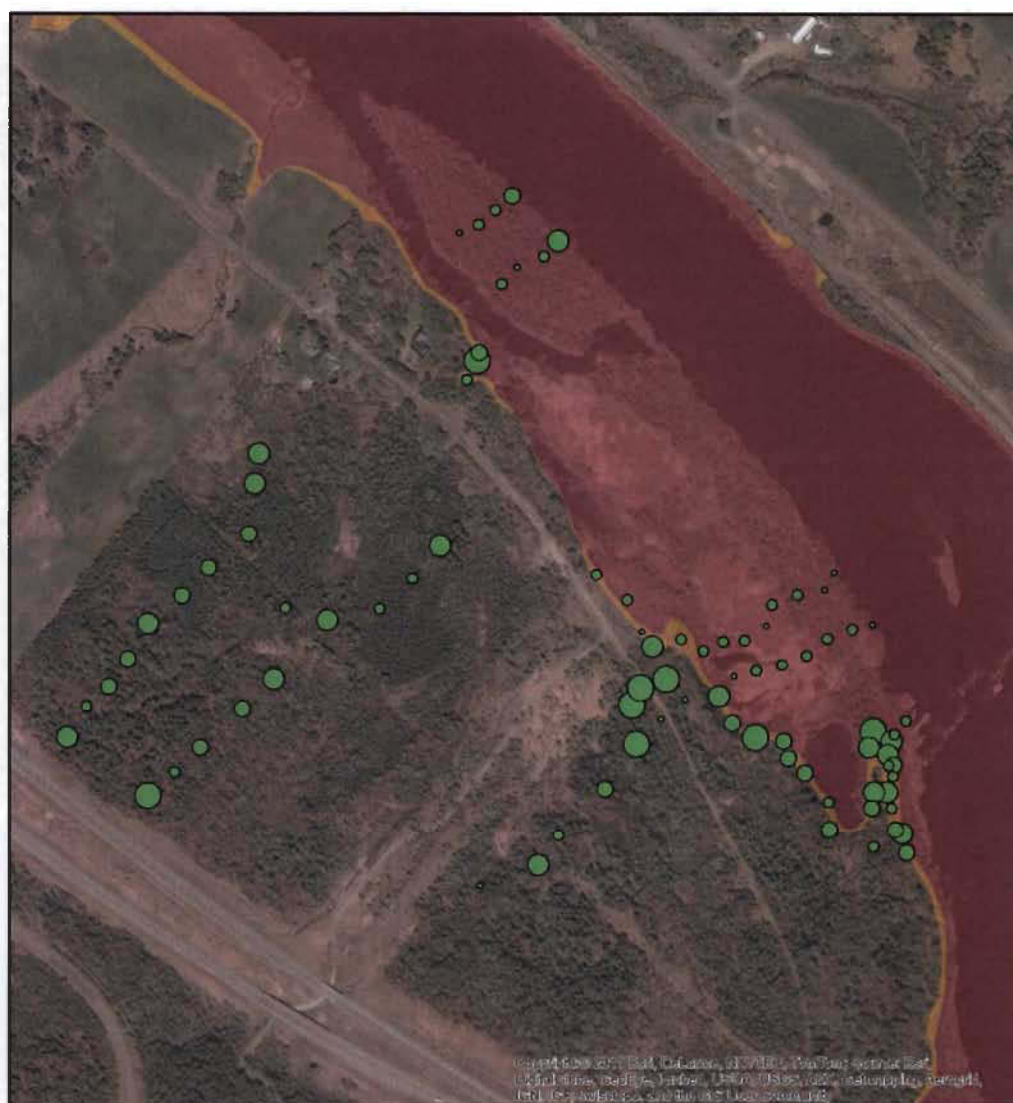
- 0.39 - 1.62
- 1.62 - 2.60
- 2.60 - 3.69
- 3.69 - 5.26
- 5.26 - 8.34
- Zone de grand courant 0-20 ans
- Zone de faible courant 20-100 ans

0 62.5 125 250 375 500
Mètres

1:5 000



Référence : BDZ1 2013
Projection : Nad 83 Lambert Conique Conforme
Auteure : Roxane Paradis (UQTR), Août 2015



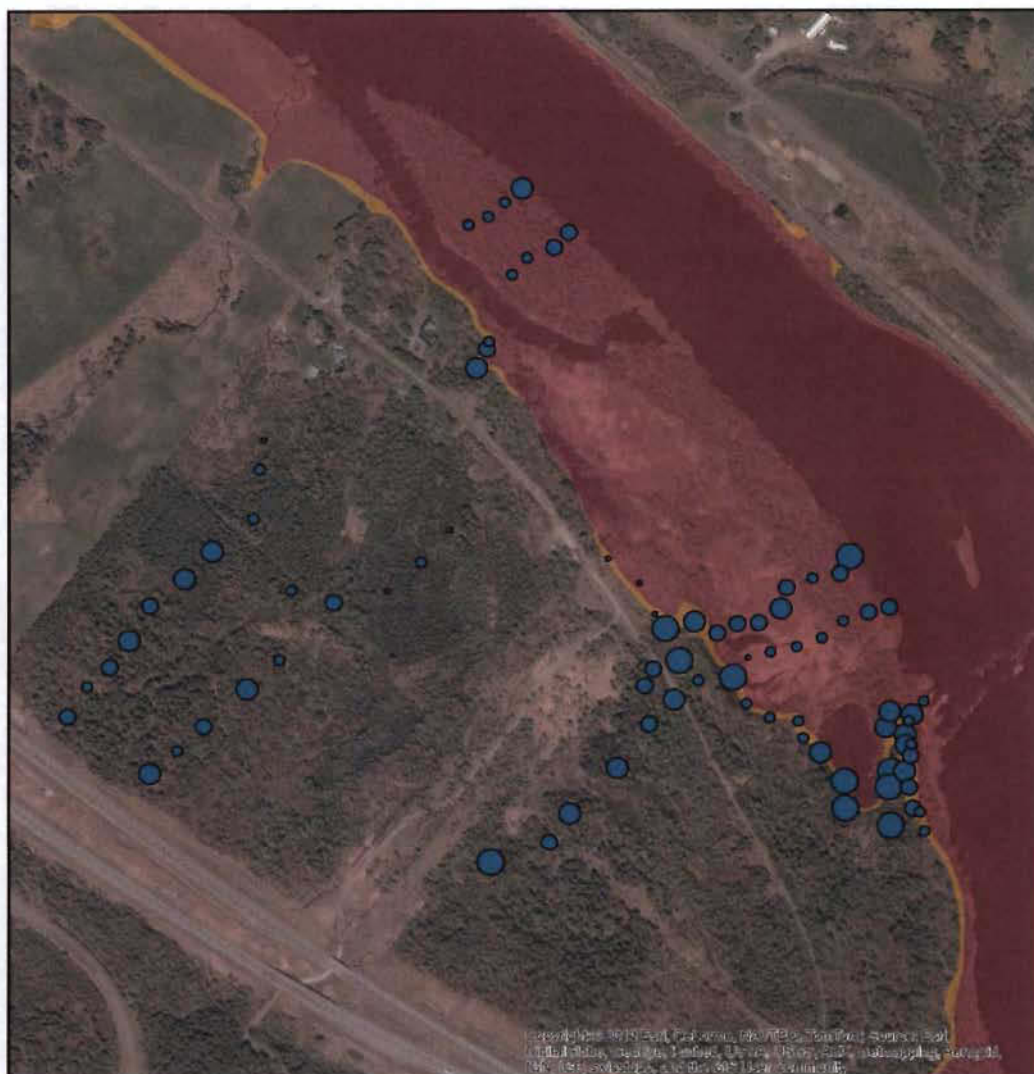
A

- 0.06 - 0.14
- 0.14 - 0.21
- 0.21 - 0.27
- 0.27 - 0.38
- 0.38 - 0.59
- Zone de grand courant 0-20 ans
- Zone de faible courant 20-100 ans

0 62.5 125 250 375 500

Mètres
1:5 000

Référence : BDZI 2013
 Projection : Nad 83 Lambert Conique Conforme
 Auteure : Roxane Paradis (UQTR), Août 2015



C_N

• 6.96 - 9.77


• 9.77 - 11.91

• 11.91 - 13.55

• 13.55 - 15.63

• 15.63 - 20.33

 Zone de grand courant 0-20 ans

 Zone de faible courant 20-100 ans

0 62.5 125 250 375 500

Mètres

1:5 000

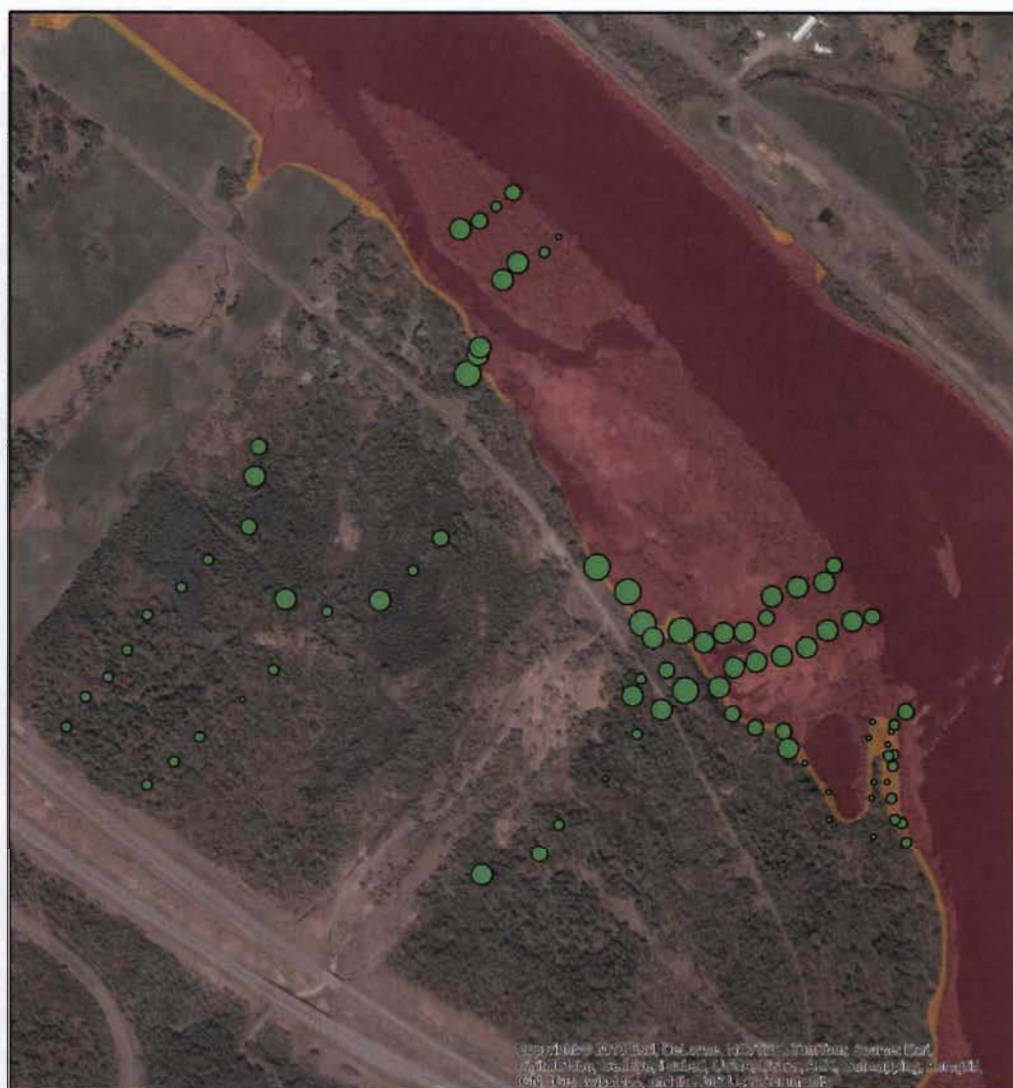


UQTR

 Université du Québec
à Trois-Rivières

Référence : BDZI 2013

Projection : Nad 83 Lambert Conique Conforme
Auteur : Roxane Paradis (UQTR), Août 2015



pH

- 2.88 - 3.56
- 3.56 - 4.35
- 4.35 - 5.12
- 5.12 - 5.92
- 5.92 - 7.19



Zone de grand courant 0-20 ans
Zone de faible courant 20-100 ans

0 62.5 125 250 375 500

Mètres

1:5 000



Référence : BDZI 2013
Projection : Nad 83 Lambert Conique Conforme
Auteur : Roxane Paradis (UQTR), Août 2015



Fe

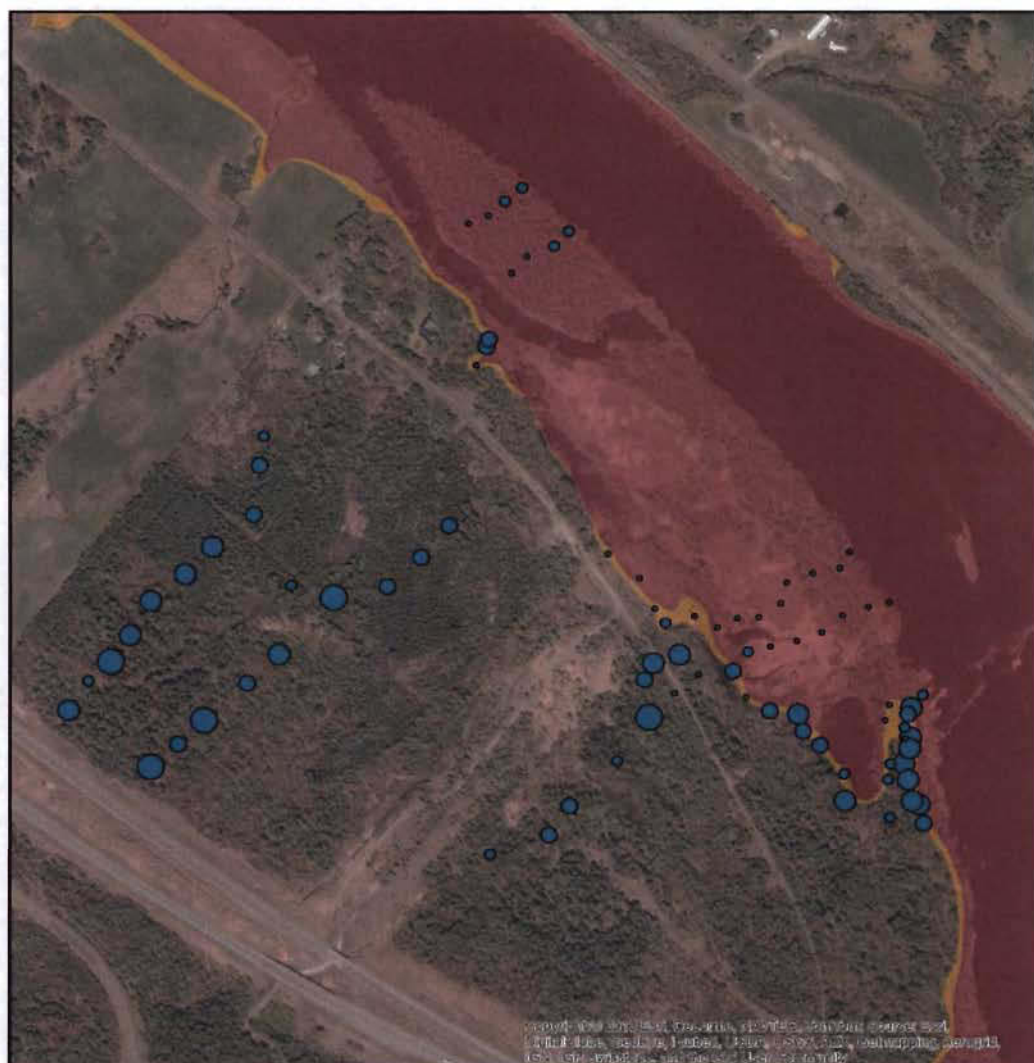
- 483.23 - 1602.20
- 1602.20 - 3278.35
- 3278.35 - 5953.92
- 5953.92 - 9159.94
- 9159.94 - 14294.30
- Zone de grand courant 0-20 ans
- Zone de faible courant 20-100 ans

0 62.5 125 250 375 500
Mètres

1:5 000



Référence : BDZI 2013
Projection : NAD 83 Lambert Conique Conforme
Auteur : Roxane Paradis (UQTR), Août 2015



AI

- 252.95 - 1115.09
- 1115.09 - 2101.85
- 2101.85 - 3479.16
- 3479.16 - 6588.18
- 6588.18 - 10862.970
- Zone de grand courant 0-20 ans
- Zone de faible courant 20-100 ans

0 62.5 125 250 375 500
Mètres

1:5 000

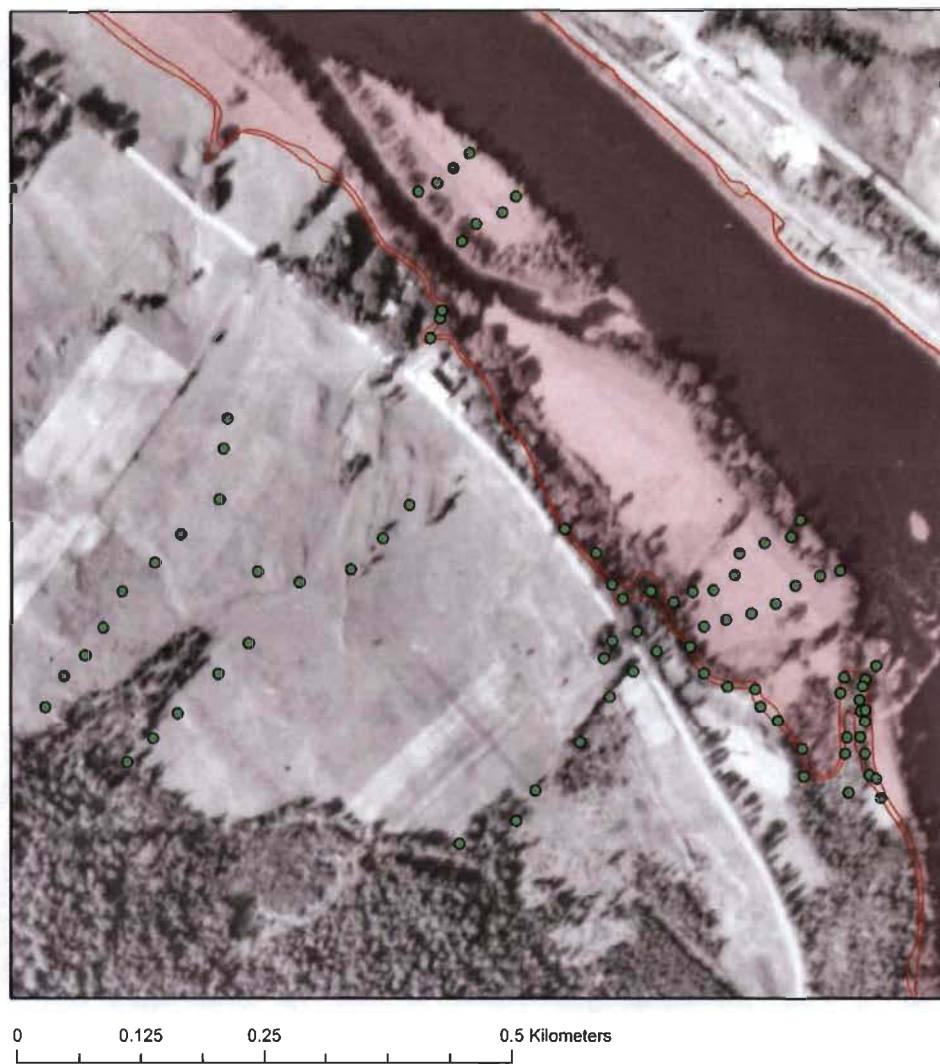


Référence : BDZI 2013
Projection : Nad 83 Lambert Conique Conforme
Auteure : Roxane Paradis (UQTR), Août 2015

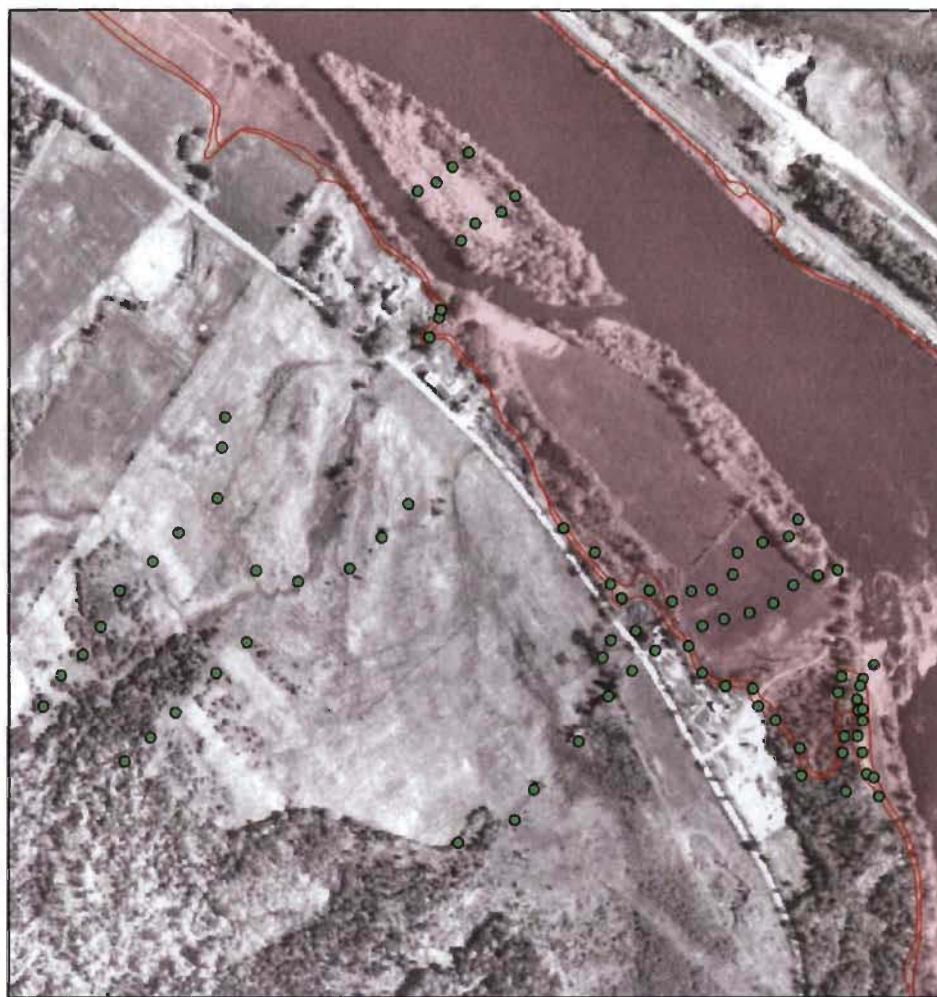
ANNEXE B

CARTES DES PHOTOGRAPHIES AÉRIENNES GÉORÉFÉRENCÉES

1945

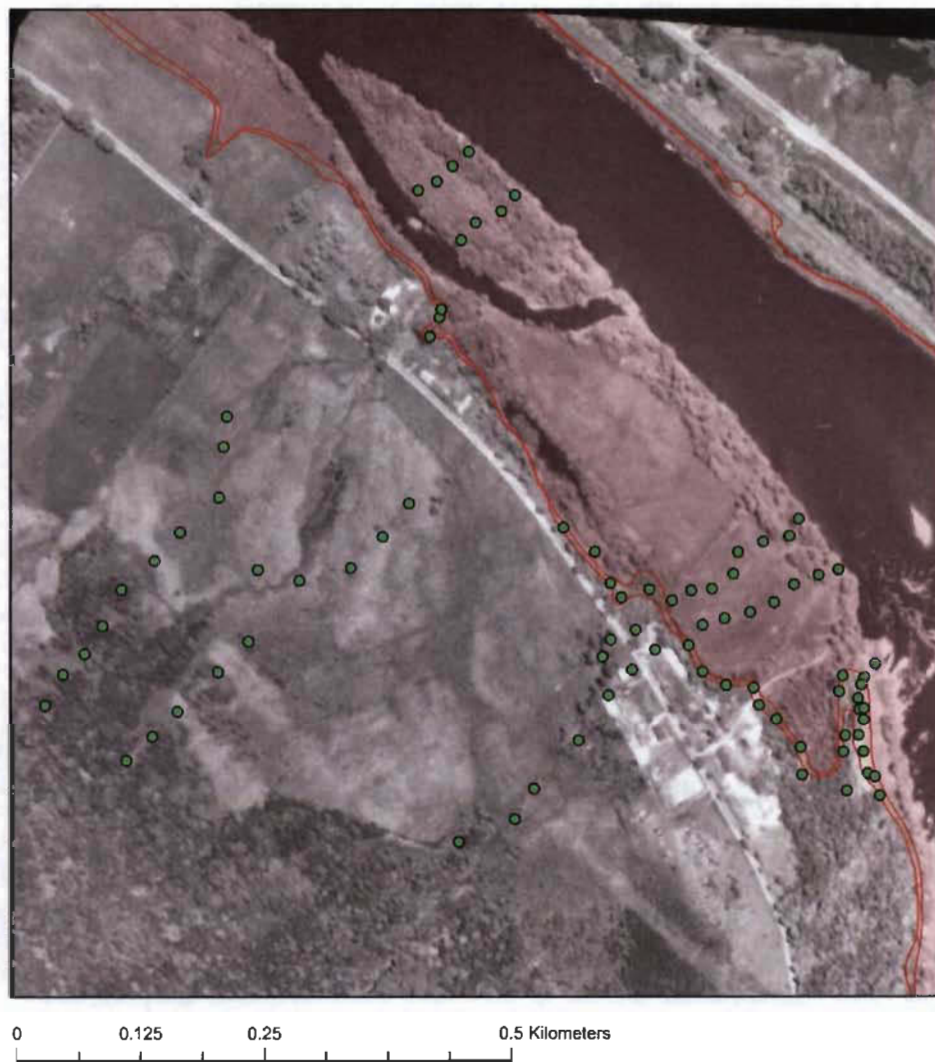


1960



0 0.125 0.25 0.5 Kilometers

1966

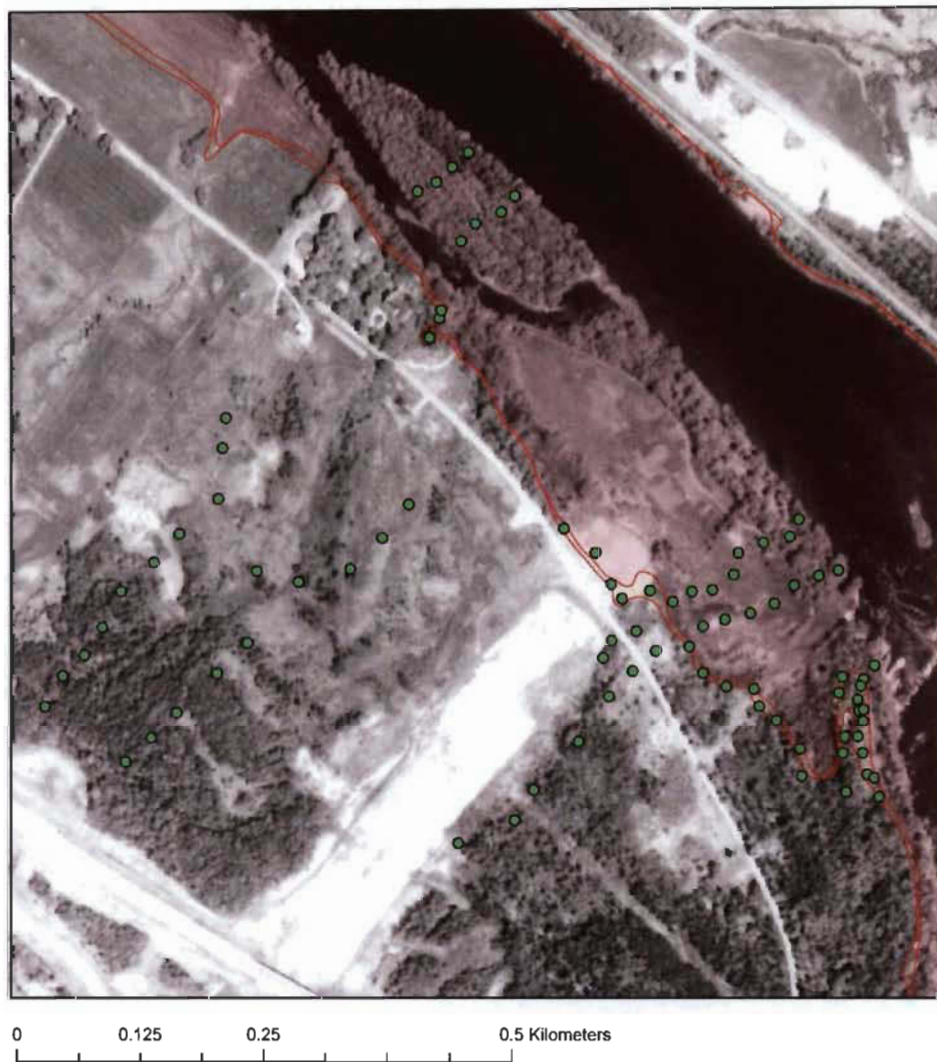


1979



0 0.125 0.25 0.5 Kilometers

1985



1998



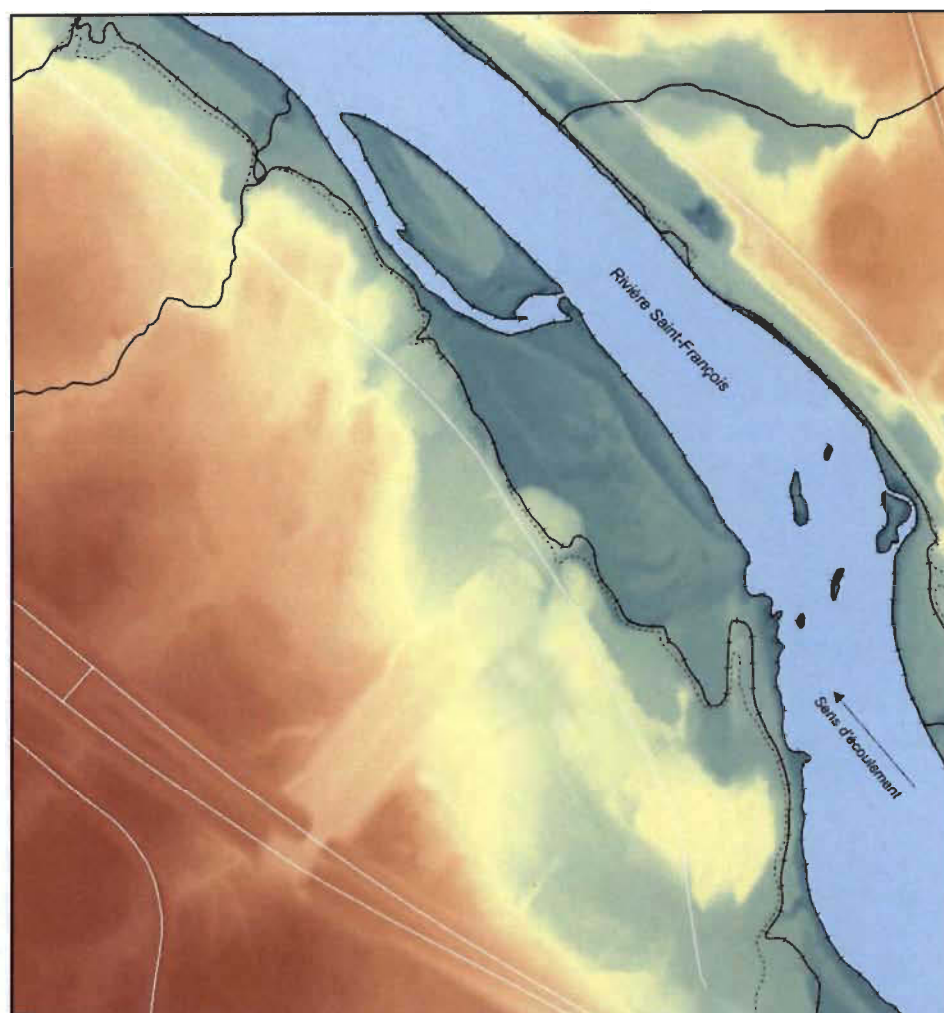
2008



0 0.125 0.25 0.5 Kilometers

ANNEXE C

MODÈLE NUMÉRIQUE D'ÉLEVATION CRÉÉ À PARTIR DES DONNÉES LIDAR



Altitude (mètres)



Zone de grand courant 0-20 ans

Zone de faible courant 20-100 ans

0 62.5 125 250 375 500

Mètres

1:6 000



UQTR



Université du Québec
à Trois-Rivières

Référence : BDZI 2013

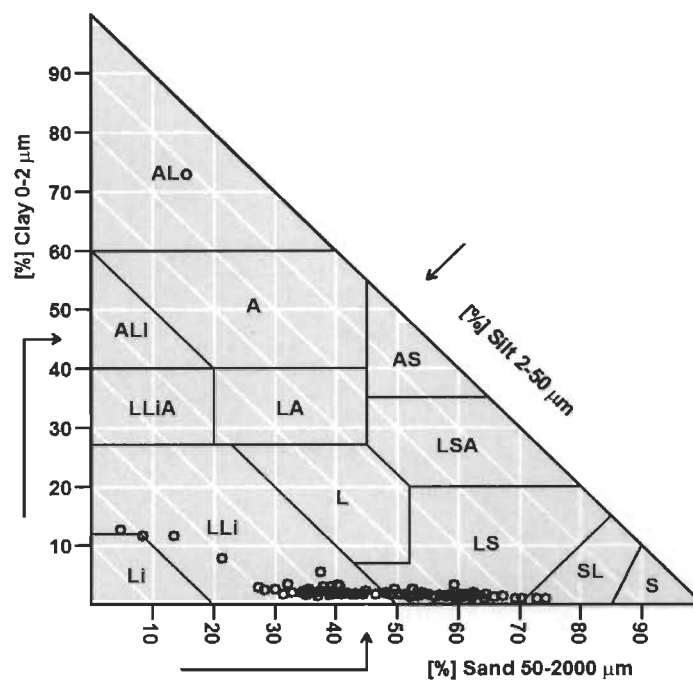
Projection : Nad 83 Lambert Conique Conforme

Auteur : Roxane Paradis (UQTR), Août 2015

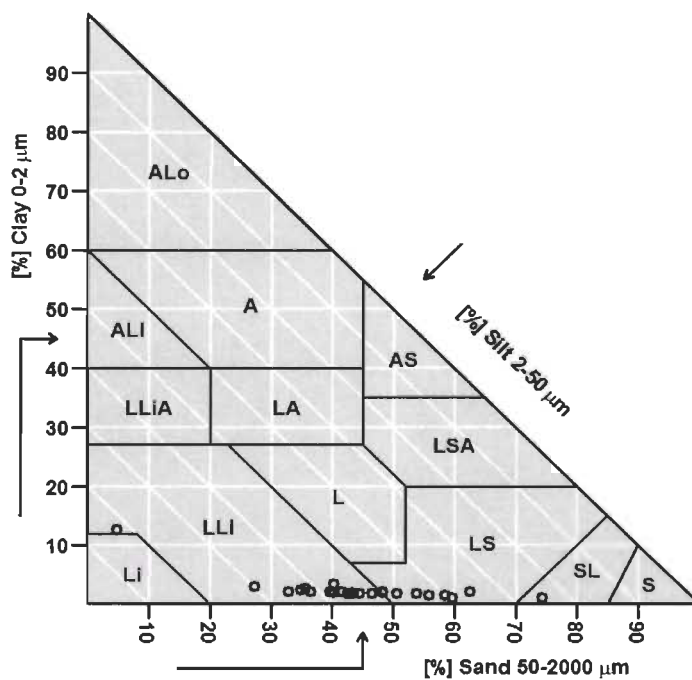
ANNEXE D

DIAGRAMMES DE TEXTURE ET RÉSULTATS EXPRIMÉS SOUS FORME DE GRAPHIQUES EN FONCTION DES ZONES D'ÉTUDE (BOX-PLOT)

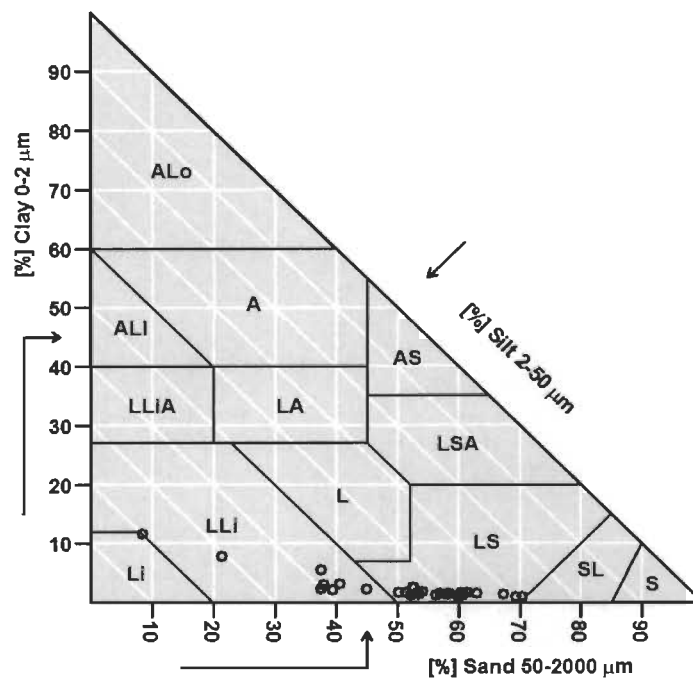
Texture des échantillons 0-20 cm



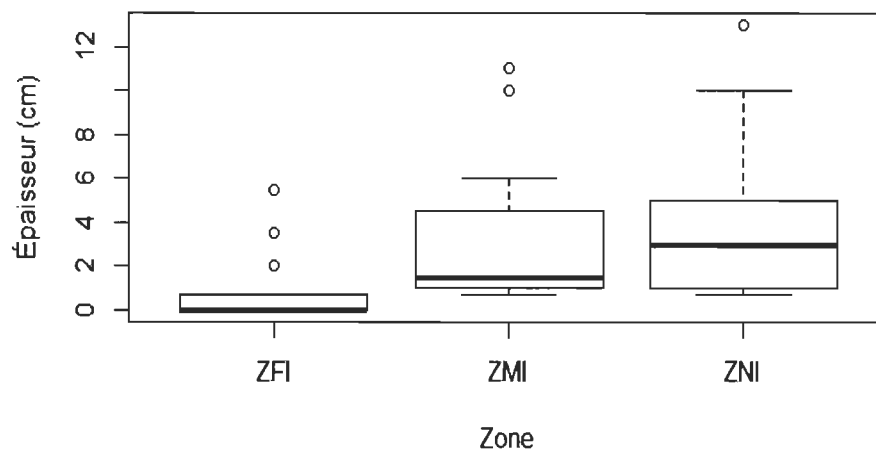
Texture des échantillons 0-20 cm, ZFI

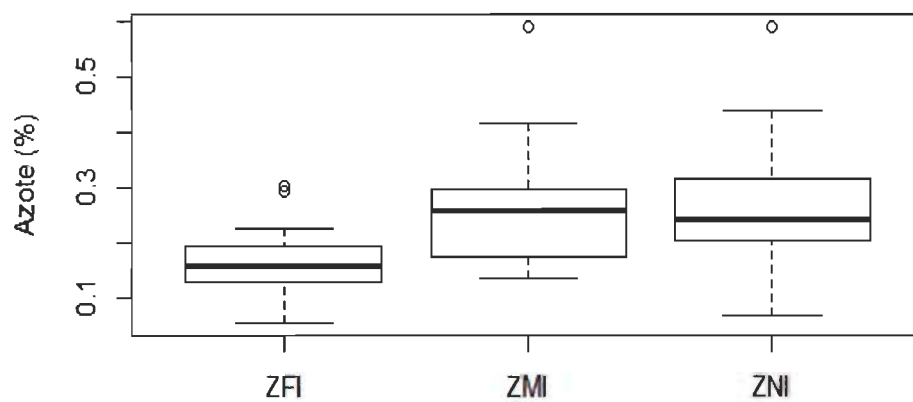
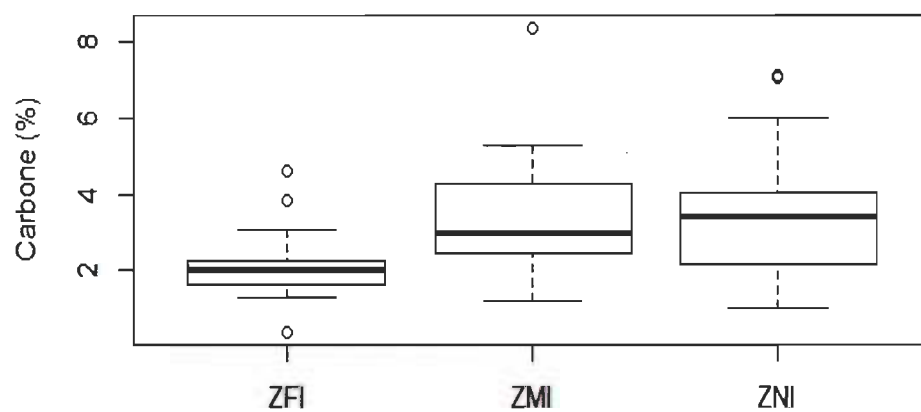
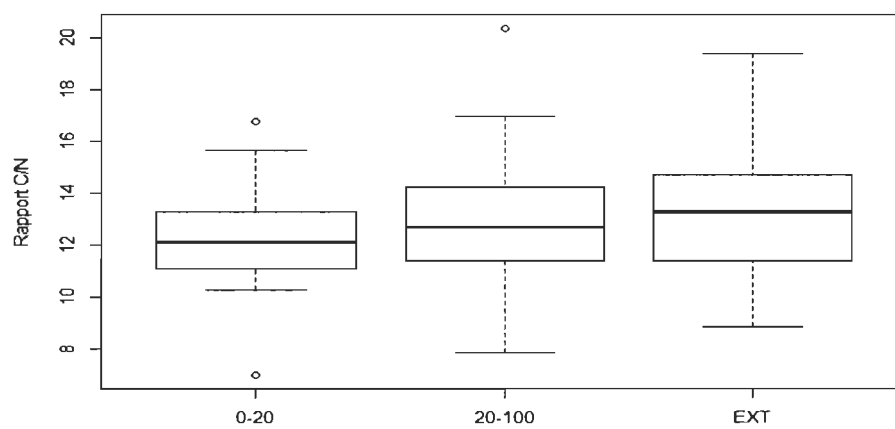


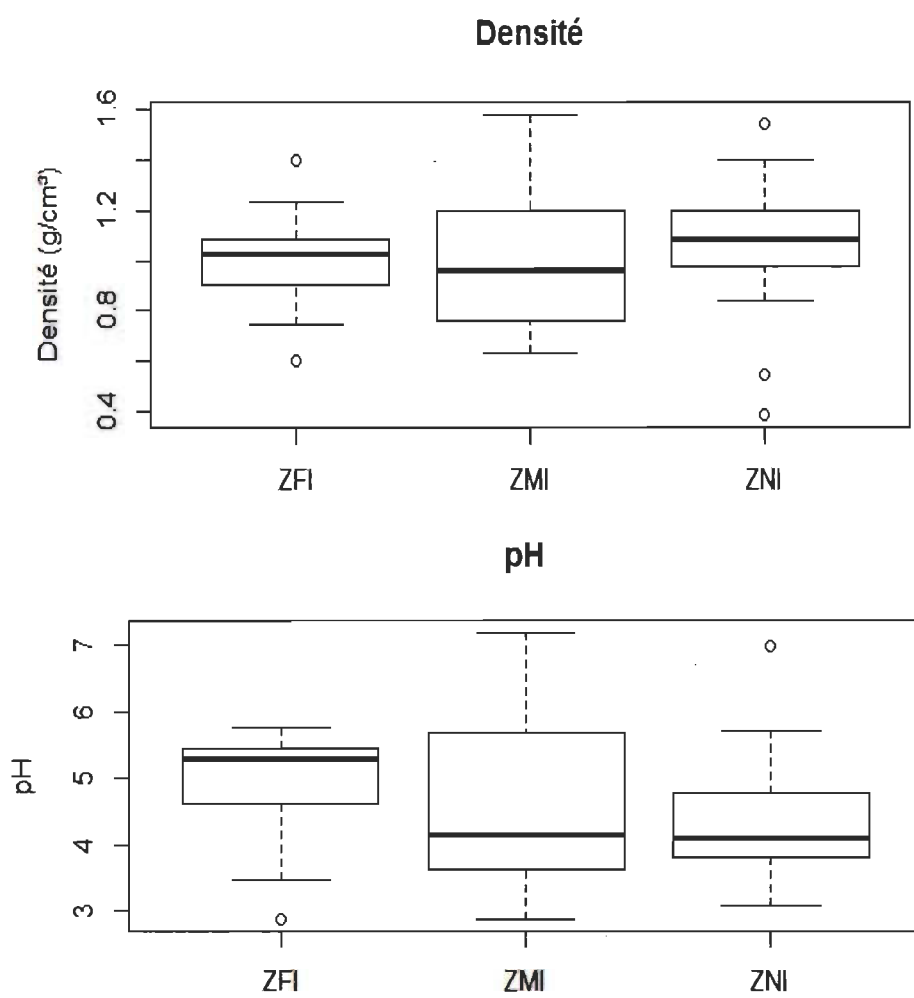
Texture des échantillons 0-20 cm, ZNI

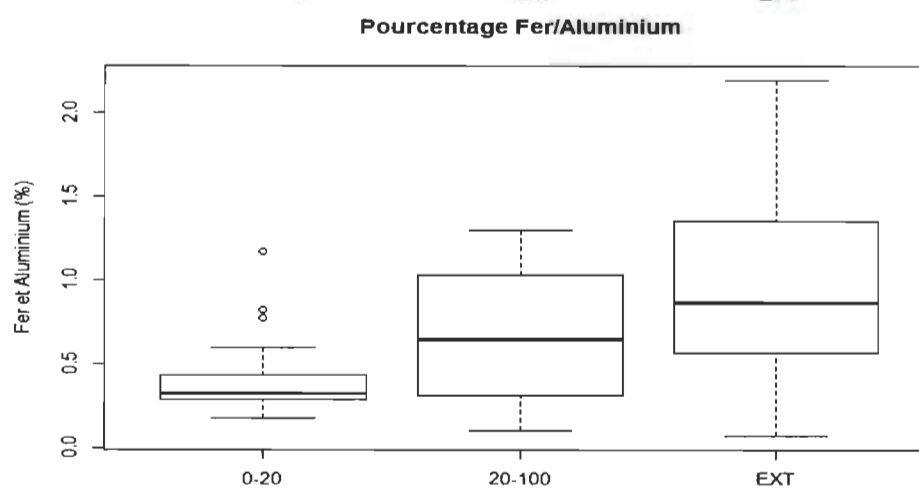
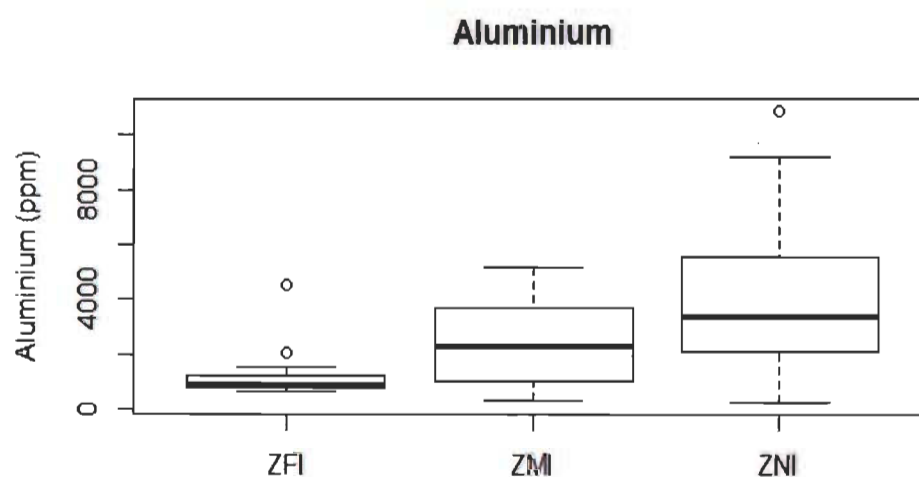
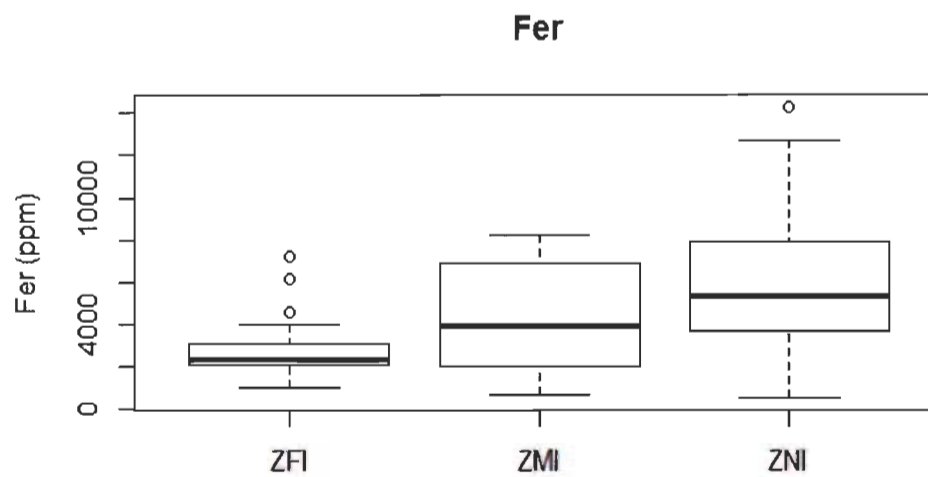


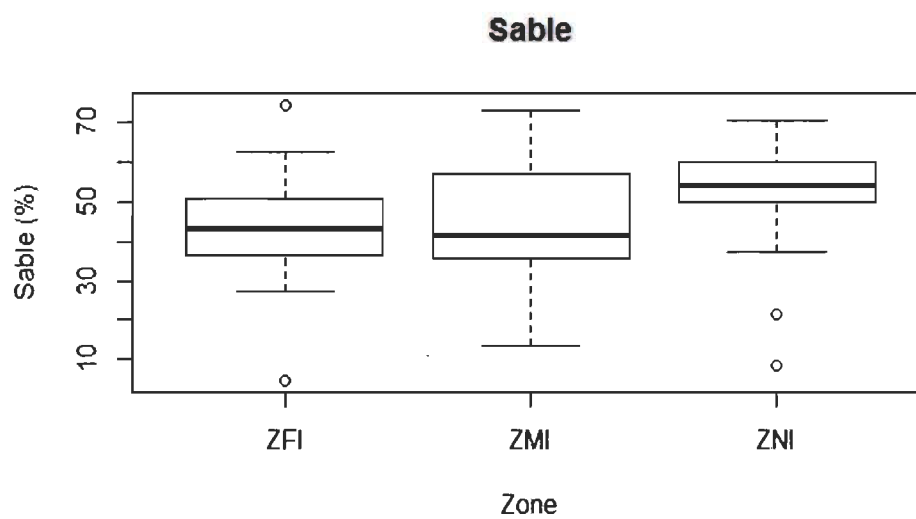
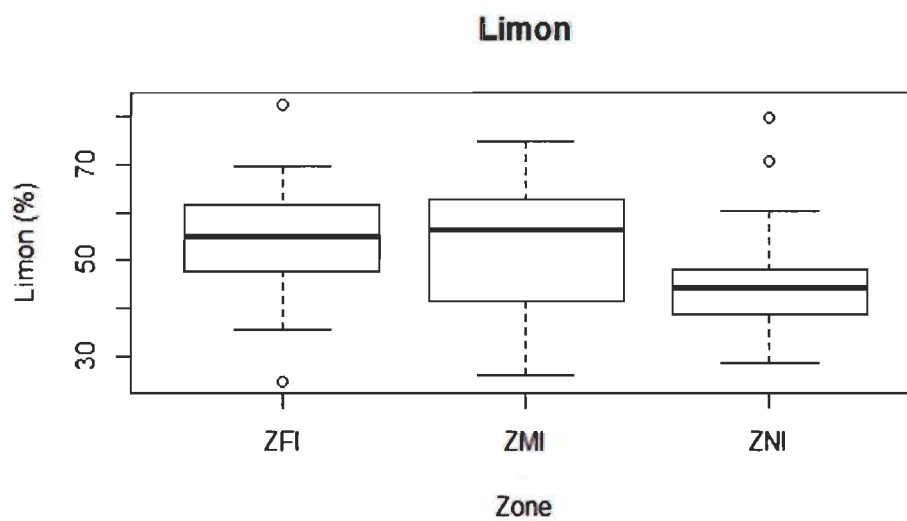
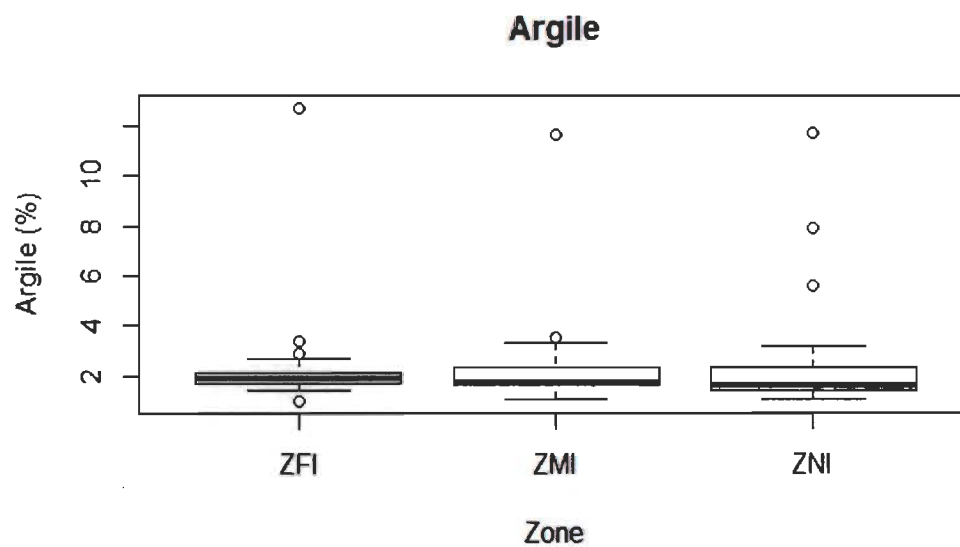
Épaisseur de la biomasse



Azote**Carbone organique****Rapport C/N**







ANNEXE E

**ARTICLE SCIENTIFIQUE PUBLIÉ DANS LA REVUE WATER
AUQUEL J'AI CONTRIBUÉ**



Article

Impacts of Floods on Organic Carbon Concentrations in Alluvial Soils along Hydrological Gradients Using a Digital Elevation Model (DEM)

Diane Saint-Laurent ^{1,2,*}, Roxane Paradis ¹, Ariane Drouin ³ and Vernhar Gervais-Beaulac ¹

¹ Département des sciences de l'environnement, Université du Québec à Trois-Rivières, C.P. 500, Trois-Rivières, QC G9A 5H7, Canada; roxane.paradis@uqtr.ca (R.P.); vernhar-ladislas.gervaisbeaulac@uqtr.ca (V.G.-B.)

² Géographie et Laboratoire de Recherche en Géomorphologie Fluviale et sols, Université du Québec à Trois-Rivières, C.P. 500, Trois-Rivières, QC G9A 5H7, Canada

³ Société Hydro-Québec, 75, boul. René-Lévesque Ouest, Montréal, QC H2Z 1A4, Canada; arie_drouin@hotmail.com

* Correspondence: diane.saint-laurent@uqtr.ca; Tel.: +1-819-376-5011 (ext. 3674); Fax: +1-819-376-5210

Academic Editor: Y. Jun Xu

Received: 8 February 2016; Accepted: 10 May 2016; Published: 18 May 2016

Abstract: This study examines the spatial distribution of the organic carbon found in alluvial soils affected by successive floods. In flood zones, very little is known of the processes associated with the development of soils subjected to frequent flooding, in particular with respect to the accumulation of litter and organic carbon concentrations. The aim of this study is to better understand the distribution of organic carbon based on various hydrological gradients associated with flood recurrence. A digital elevation model was developed from LIDAR data to assess the microtopography of the site, and further delineate floodplains and no-flood zones. Various soil properties were considered in addition to organic carbon, such as pH, soil bulk density, litter, drainage, and topographic levels (elevation). The results show that the soils in the frequent-flood zones (FFz, recurrence of 0–20 years) have significantly less total organic carbon than the soils in the no-flood zones (NFz) and the moderate flood zones (MFz, 20–100 years). Average values obtained for the surface horizons (0–20 cm) vary by $1.74\% \pm 0.85\%$ (FFz), $3.34\% \pm 1.09\%$ (MFz) and $3.54\% \pm 1.77\%$ (NFz), respectively. The absence of ground litter in the frequent flood zones helps decrease the input of organic matter in the surface horizons and progressively results in soil depletion.

Keywords: alluvial soils; digital elevation model (DEM); flood frequency; floodplains; LIDAR imagery; total organic carbon (TOC)

1. Introduction

Organic carbon and the other nutrients found in soil play a key role in soil-forming processes, in addition to contributing to soil fertility and quality [1–5]. In fact, organic matter in these various forms (e.g., labile fractions, humus) plays a role in several biogeochemical processes with a direct impact on plant–soil interactions [6–9]. Furthermore, organic compounds found in soil allow relatively stable reservoirs to be formed that limit CO₂ losses to the atmosphere [10,11]. Soil organic carbon content can vary based on edaphic and morphosedimentological conditions, in particular in riverbanks with different hydrological, sedimentological and topographical conditions [12–15]. Sediment transported by currents during freshets, for instance, can modify soil carbon content and result in soil depletion or enrichment [16,17]. In addition, the remobilization of sediment transported downstream can also alter the carbon flow in riparian soils in the catchment [17]. It is therefore important to determine spatial variability of the organic content on a micro scale, especially in active zones subject to a multitude

of hydrological variations and periodic flooding. In frequent flood zones, little is known about the variability of organic carbon content in alluvial soils, in particular in relation to the accumulation or loss of litter, the retention potential of organic carbon in the profile and other properties of the soil subject to frequent floods [18,19]. Furthermore, there are relatively few studies on the soil-forming processes in floodplains subject to periodic flooding [20,21]. The characterization of alluvial soils, the edaphic and microtopographic conditions, along with flood episodes are key elements for analyzing the spatial variability of the soil organic carbon content [21,22], in addition to understanding the dynamics of and changes in the river system [23–25].

In zones subject to frequent flooding (e.g., every two to three years), the litter that accrues on the surface of the soil during the growing season may be stripped and carried off by the current during the spring and fall freshets. This loss of litter significantly reduces the contribution of organic carbon and over time causes soil depletion [26–28]. This can hinder the main soil-forming processes and biogeochemical cycles, in addition to having an impact on plant–soil interactions and riverside ecosystems [29,30].

The main purpose of this study is to analyze the spatial variability of the total organic carbon content in alluvial soils affected by floods using a hydrological gradient that crosses through two distinctive flood recurrence zones (intervals of 0–20 years and 20–100 years), as well as a no-flood zone. A digital elevation model (DEM) was developed to determine the organic carbon content based on the topographic levels in the frequent-flood zones. The DEM was developed based by surveying several geodesic points (200 points) in the field using a differential GPS and a total station in the frequent-flood zone (interval of 0–20 years). Detailed mapping based on LIDAR images was also done to obtain the microtopography for the entire site for the purpose of assessing as precisely as possible the spatial variability of organic carbon for both alluvial and non-alluvial soils. Besides organic carbon, different soil properties were included in the data analysis such as acidity (pH), textural classes, soil bulk density and soil litter, as well as drainage, groundwater and plant cover measurements. The study area covers the Richmond region (southern Québec), which is characterized by a vast floodplain under a forest cover that is subject to frequent flooding.

2. Materials and Methods

2.1. Selection of Sites and Collection of Soil Samples

The study area is located in a vast floodplain on the left bank of the Saint-François River, which is part of a major water system in southern Québec (Figure 1). In the study area, located between Windsor and Richmond, the Saint-François River crosses through wooded areas, uncultivated and cultivated farmland, interspersed with inhabited areas. The forests and uncultivated farmland are most often found on the low terraces (1–2 m in height) of the river which are covered with fine river deposits, while higher terrain is mainly characterized by reworked till or glacial deposits, glaciolacustrine sediment and rocky outcrops [31], most often under a forest cover. Floodplain riparian stands are mainly characterized by red ash (*Fraxinus pennsylvanica* Marsh.), silver maple (*Acer saccharinum* L.), sugar maple (*Acer saccharum* L.) and balsam fir (*Abies balsamea* L.), while slopping terrain is characterized by hemlock (*Tsuga canadensis* L.), white pine (*Pinus strobus* L.), fir (*Abies balsamea* L.) and yellow birch (*Betula alleghaniensis* Britton) [32]. The floodplain soils are part of the Cumulic Regosol (CU.R) and Gleyed Cumulic Regosol (GLCU.R) subgroups in the Canadian System of Soil Classification, whereas the no-flood zones are mainly characterized by brunisolic and podzolic soils [31]. Lastly, this region is known for its cool, damp climate, with annual average temperatures of 4.11 °C and average annual precipitation of 1107 mm (1981–2010) [33] (Station no. 7028124). Table 1 shows the hydrological data of the Saint-François River (middle section) and the study area located between Windsor and Richmond, as well as flood-recurrence data recorded for this study area (1900–2015).

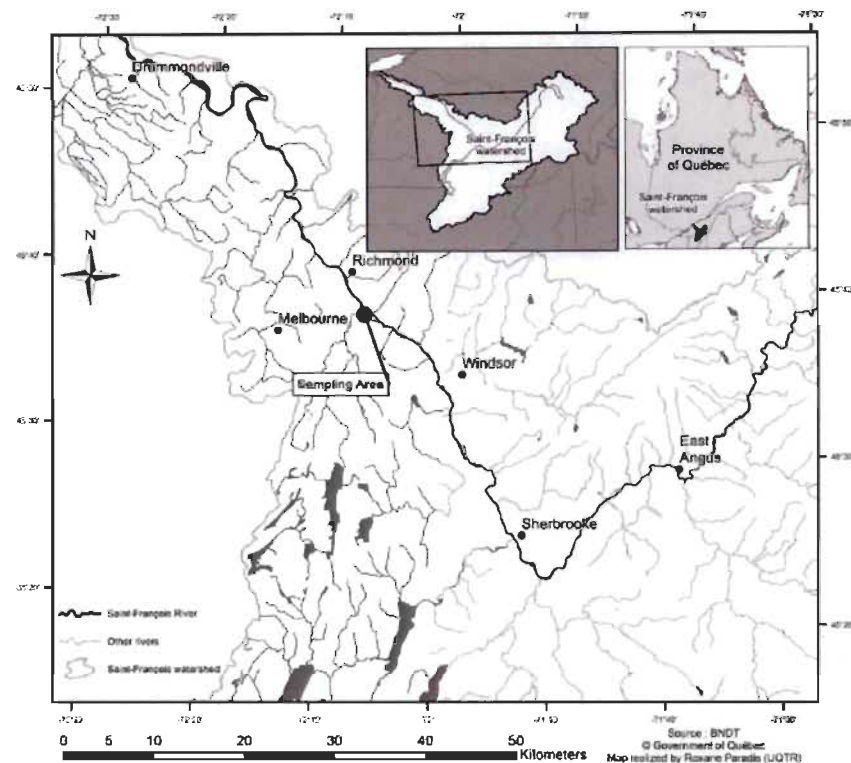


Figure 1. Location of the Richmond site study area in the Saint-François River catchment (southern Québec, Canada).

The sampling period was held from August to November 2014. The soil sampling sites were located along transects perpendicular to the riverbank within the floodplain that cuts across wooded areas and uncultivated farmland (Figure 2). The layout of transects inside the site took into account the site topography and the cartographic boundaries of the different flood recurrence zones determined with official flood risk maps (scale of 1:10,000) produced by Environment Canada and the Ministère de l'Environnement du Québec [34]. The method used to map flood risk zones is based on the level-discharge relationship using theoretical methods of estimation and mathematical formulas. Flood level data collected in the field can also be used for the mathematical models. These boundaries consist of two flood-risk zones, including the zone with a flood recurrence period of 0–20 years (frequent flood zone (FFz)) and the zone with a flood recurrence period of 20–100 years (moderate flood zone (MFz)). The transects also extend beyond the flood zone boundaries, thus cutting across an area outside the floodplains (no-flood zone (NFz)). Soil samples were collected along the transects from the riverbank to past the floodplain's outer boundaries (over 700 m in distance).

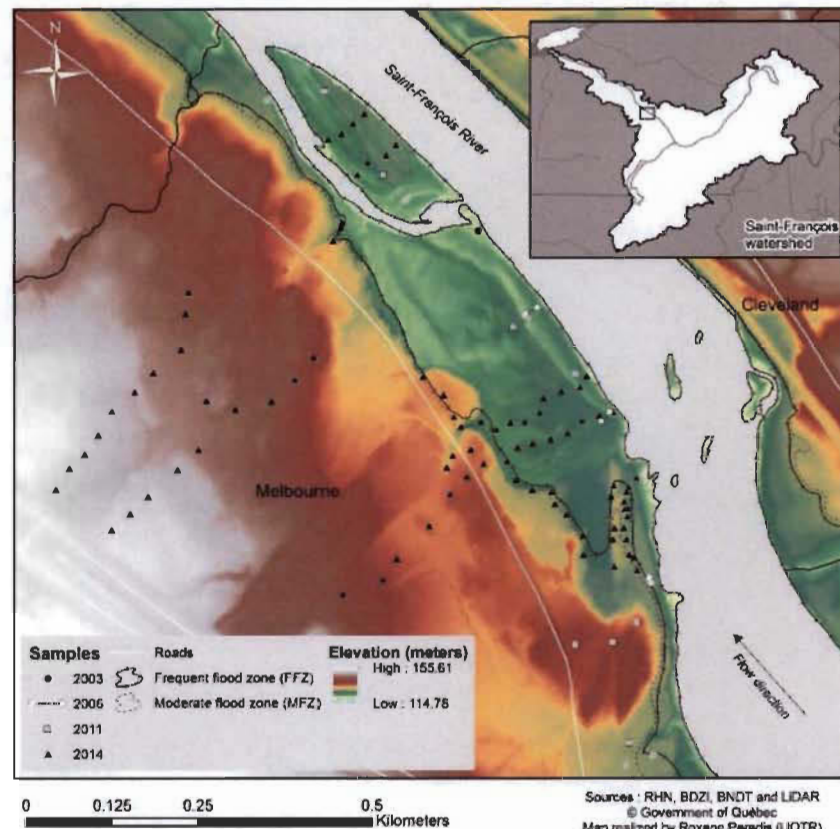


Figure 2. Transects and soil sampling stations showing the boundaries of the Richmond site flood recurrence zones and the topography of the site using a digital elevation model (MNE) based on LIDAR images.

The samples were collected every 50 m using an Eijkkamp hand auger at predetermined depths (0–20, 20–40, 40–60, 60–80 and 80–100 cm). Additional samples were taken on the soil surface (0–20 cm) every 25 m along the transects, for a total of 155 soil samples. A characterization of the soil litter along with a description of the dominant plant species were noted at each sampling station, as well as measurements of the bulk density of the soil surface horizons (0–20 cm), the microtopography, the presence/absence of groundwater, and the surface drainage based on the criteria outlined in the Canadian System of Soil Classification [35] and the *Manual on Soil Sampling and Methods of Analysis* [36]. Lastly, other soil data ($n = 45$) from recent studies (2003 and 2006) on the same Richmond site were incorporated into the database in order to compare all the results [27,37,38]. The position of the sampling points along the transects was determined using a GPS (Garmin 60CSx, Kansas, MI, USA), after which the data were exported into mapping software (ArcGIS® 10.2, ESRI, Redlands, CA, USA).

A digital elevation model (DEM) was developed using LIDAR images in order to view the various topographic levels of the site with all sampling points. The LIDAR images come from the Ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles [39], databases dated May 2013 (sheet CM54-Lidar-hyd/13). These data are used to view the main topographic variations of the terrain through the processing of

images captured by high-resolution laser (altimetric precision of 15 cm). Part of the floodplain found in the 0–20-year flood recurrence zone was also mapped and a 3D digital terrain model (DTM) was developed to view the microtopographic variations of the site associated with the effect of successive flooding [28]. In the latter case, GPS surveying was done along several transects perpendicular to the shoreline at 10-meter intervals, and additional readings were also made at each break in slope so as to represent the site microtopography as precisely as possible. Slightly more than 200 points were taken for the digital terrain model (DTM) of part of the floodplain (40 m \times 130 m) included in the 0–20-year flood recurrence zone. Topographic data acquisition was done in the field using a differential GPS (Trimble 5700/5800, Model RTK, Trimble Navigation Limited, Dayton, Ohio, USA) and a total station (Leica TCR705, Leica Geosystems AG, Heerbrugg, Switzerland). The 3D visual representation of the site microtopography is shown in Figure 3.

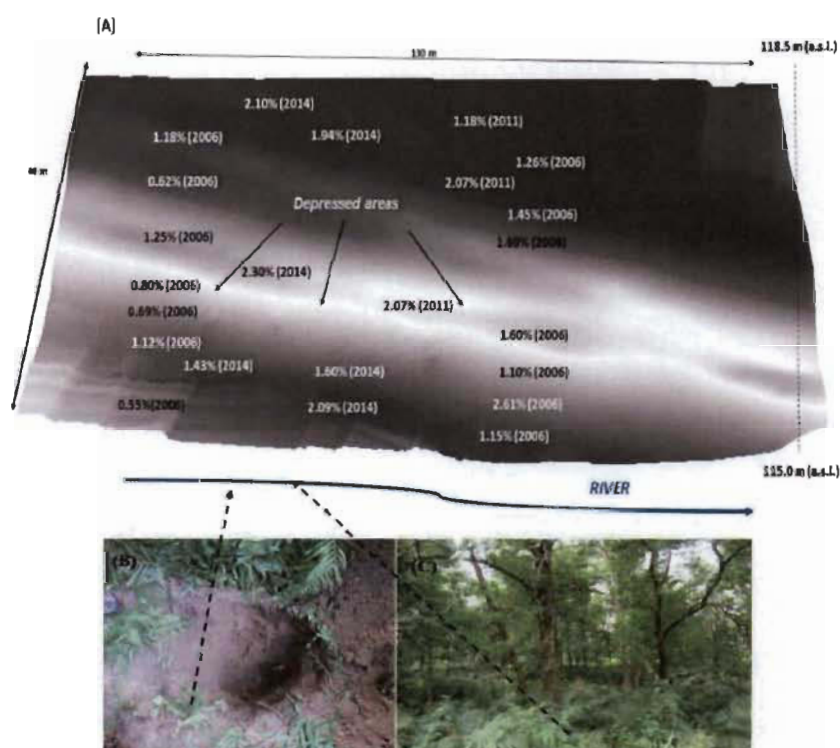


Figure 3. (A) 3D digital terrain model (DTM) created on a portion of the floodplain (40 m \times 130 m) in the 0–20-year flood recurrence zone (FFz). The microtopography shows the zones with troughs (light color) and ridges (dark color), which are parallel to the shore. The organic carbon contents are represented as a percentage and the sampling years are in parentheses; (B) Profile with weak differentiation of soil horizons; (C) Typical forest stand in the floodplain is represented (Richmond, left bank, 8 August 2011).

Table 1. Hydrological data and flood recurrences in the Saint-François River, southern Québec, Canada.

Sector of Saint-François River	Location	Station	Period	Mean Annual Discharge (m ³ /s) ^a	Maximum Discharge (m ³ /s)	Minimum Discharge (m ³ /s)	Number of Recorded Floods (1900–2015) ^b	Return Period ^c
Drummondville	45° 51' 42" N 72° 27' 11" W	030203	1925–1994	205.6	2420	28.9	-	-
Sherbrooke	45° 24' 22" N 72° 53' 20" W	030208	1919–2015	156.1	1633	12.2	63	1.82
Woodon	45° 53' 31" N 71° 28' 07" W	030278	1977–2015	38.7	361	0.6	-	-
Windsor/Melbourne	45° 33' 50" N 72° 00' 21" W	030204	1935–1973	165.2	2080	18.9	39	2.94
Richmond (Water level)	45° 39' 32" N 72° 08' 35" W	030205	1915–1974	21.9 (WI)	28 (WI)	19.6 (WI)	45	2.55

Notes: ^a Sources: CEHQ/HYDAT [40]; ^b CIEQ-UQTR-U. Laval database and compilation by the authors (see also [27,37]); ^c The return period was calculated according to the number of recorded floods and the number of years of the period analyzed (1900–2015).

2.2. Soil Analysis Methods

Soil samples were analyzed to characterize their main physical and chemical properties, mainly consisting of total organic carbon content (TOC), acidity (pH), soil bulk density, litter, soil layer colors (Munsell color system), and texture based on the particle-size classes in the Canadian System of Soil Classification [35]. The samples were dried in the laboratory and then sieved through a wire sieve (<2 mm). To determine the proportion of the various particle sizes (sand, silt and clay), the samples were analyzed using a laser particle sizer (Fritsch “Analysette 22” MicroTec Plus, Fritsch GmbH, Idar-Oberstein, Germany). Other soil samples collected between 2003 and 2006 were analyzed using the Bouyoucos method (densimetry measurement). This last method is as accurate as the laser method but requires more time and laboratory handling. Results of soil particle size analyzes were converted to percent. The method used to measure the pH was taken from *Soil Sampling and Methods of Analysis* [36], which uses a CaCl_2 solution (0.01 M) at a ratio of 1:2. Soil acidity was measured using an electronic pH meter equipped with a glass electrode.

Total organic carbon content (TOC) was determined using the method developed by Yeomans and Bremner [41], the main steps of which are as follows: (1) the samples are placed in a digestion tube to which 5 mL of potassium dichromate ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7\text{-H}_2\text{SO}_4$) is added for 30 min. The digestion tube is then heated at 170°C for 30 min; (2) the sample is cooled and solutions of anthranilic acid (0.3 mL) and sodium carbonate are added; and (3) this is followed by titration with a solution of ammonium ferrous sulfate (0.05 mol L^{-1}). Soil bulk density was measured in the field using the metal cylinder method at depths of 0–20 cm, and the composition and thickness of ground litter were measured in centimeters in each site. The measurements were taken of the surface of the litter layer to the mineral surface (0 cm) with the metallic rule (centimeter units). Soil sample pretreatment and grain size analysis were performed in our laboratories (UQTR) and the chemical analyses were done in the soil laboratory of the Université Laval (Forestry, Geography and Geomatics Department, Québec, Canada).

2.3. Statistical Analyses

Soil properties (pH, total organic carbon content, textural classes (sand, silt and clay), soil bulk density, and soil litter measurements) were compiled and analyzed using standard statistical processing. First, data distribution and normality were checked using the Shapiro–Wilk test for variables with a greater disparity (TOC and pH). Next, an analysis of variance (ANOVA) and the Tukey’s test were used to check the values of the resulting averages and the statistically significant thresholds (p -value) compared to different variables and groups that were analyzed based on the different flood recurrence zones (FFz and MFz) and no-flood zone (NFz). All statistical processing was done with a confidence interval of 95% ($p = 0.05$) using R statistical software (version 3.1.2, DataNet Quality Systems, Southfield, MI, USA).

3. Results

3.1. Textural Variability and Soil Acidity

Soil samples collected in the alluvial zone are made up of fine material, mainly loamy sand and silt loam (Table 2). Little variability was noted in the textural classes between the soil in the flood zones (FFz and MFz) and the soil outside the floodplains (NFz), although the clay content is sometimes greater in the frequent flood zones. Mean values and standard deviations obtained for the clay and silt fractions of the soil in the frequent flood zones (FFz) are roughly $4.6\% \pm 4.0\%$ and $43.5\% \pm 17.7\%$ (FFz), respectively. For the moderate flood zones (MFz), the values are $1.9 \pm 0.8\%$ for the clay fraction and $47.3\% \pm 9.7\%$ for the silt fraction. For soils in the no-flood zones (NFz), the resulting values are $2.3\% \pm 2.1\%$ and $45.6\% \pm 11.6\%$, respectively, which are proportions that are comparable to those in the moderate flood zones, although coarser matrices containing gravel and pebbles in the soil profile are often found.

Table 2. Total organic carbon content (TOC) and other properties of surface soil (0–20 cm) at the Richmond site based on the zones analyzed (FFZ, MFZ and NFZ).

Zone	pH CaCl ₂	TOC (%)	Bulk Density (g/cm ³) ^a	Clay (%)	Silt (%)	Sand (%)	Texture ^b	Main Color (Munsell) ^c
<i>Frequent Flood zone (FFZ) (n = 65 sites)</i>								
Mean Standard deviation	5.08 ± 0.65	1.74 ± 0.85	1.00 ± 0.17	4.6 ± 4.0	43.5 ± 17.7	51.9 ± 15.9	Sandy loam, silt loam	10YR 3/2 10YR 4/2 10YR 5/2 2.5Y 4/3
Variation coefficient	12.8	48.8	17.0	86.9	40.7	31.2		
<i>Moderate Flood zone (MFZ) (n = 33 sites)</i>								
Mean Standard deviation	4.21 ± 0.80	3.34 ± 1.09	0.99 ± 0.25	1.9 ± 0.8	47.3 ± 9.7	50.8 ± 10.2	Sandy loam, loamy sand, silt loam	10YR 3/2 10YR 4/1 10YR 4/2 2.5Y 5/3
Variation coefficient	19.0	32.6	25.2	40.2	20.5	20.1		
<i>No-Flood zone (NFZ) (n = 39 sites)</i>								
Mean Standard deviation	4.19 ± 0.85	3.54 ± 1.77	1.08 ± 0.24	2.3 ± 2.1	45.6 ± 11.6	52.1 ± 13.3	Sandy loam, loamy sand	10YR 3/1.5 10YR 3/2 10YR 4/2 10YR 5/3
Variation coefficient	20.2	50.0	22.2	91.3	25.4	25.5		

Notes: ^a Number of soil samples (n = 86); ^b Textural classes are based on the Canadian System of Soil Classification [35]; ^c Soil color (dry samples).

With respect to soil bulk density, no notable differences were found among the resulting values for the three zones (Table 2). The average density for each zone is 1.00 g/cm^3 (FFz), 0.99 g/cm^3 (MFz) and 1.08 g/cm^3 (NFz), respectively. This is due in part to the low textural variability of the surface soil (0–20 cm), which presents comparable proportions among the different zones. The lowest density (0.39 g/cm^3) comes from the no-flood zone (NFz), while the highest value (1.58 g/cm^3) was measured in the moderate flood zone. The density of the mineral matrices is often influenced by the high levels of micro or macroaggregates. Lower values can therefore be expected in the NFz soils, which contain more organic matter and more highly-developed structure.

Lastly, with respect to soil acidity, the pH levels are slightly higher in the FFz floodplains than in the other two zones (MFz and NFz). For these zones, the average resulting values are 4.21 ± 0.80 and 4.19 ± 0.85 , respectively (Table 2), compared to 5.08 ± 0.65 for the FFz. The statistical tests that were performed (ANOVA) on the pH levels of the different zones that were studied reveal no significant difference among the three zones, although the resulting value for the surface horizons is close to the statistically significant threshold of 0.05 ($p = 0.0657$). The coefficients of variation are also provided in Table 2. The highest variations calculated between each zone concern the clay content.

3.2. Surface Soil Litter

With respect to the different flood zones and the zones outside the floodplains, major differences can be noted regarding the accumulation and composition of the soil litter. The zones outside the floodplains (NFz) have significantly thicker litter than the frequent flood zones (FFz), which have often been stripped of it. In calculating the frequency associated with the presence of soil litter for the different zones, a value of 24% is obtained for the frequent-flood zones, while for the two other zones (MFz and NFz), litter is found in 99% of cases (Table 3). For the FFz, the soil litter is virtually absent, for a null median value (0 cm), while for the other zones, the median thickness values are about 1.0 and 2.2 cm. The minimum and maximum thickness values obtained for each zone (FFz, MFz and NFz) are about 0–5.5 cm, 0–11 cm and 0–13 cm, respectively. The no-flood zones are characterized by thicker litter made up of organic debris that is often more diversified and degraded (presence of thin humic layers on the surface).

Table 3. Ground litter based on the two flood zones (intervals of 0–20 years and 20–100 years) and outside the floodplains.

Soil Biomass (Litter)	Thickness (cm)	Description
<i>Frequent Flood zone (FFz) (n = 66)</i>		
Frequency (%)	24	Vegetation cover dominated by hardwoods and by herbs (especially ferns: <i>Matt duckia</i> spp.). Litter rarely present (frequency 24%); litter composition: twigs and grass stems. Absence of Ah horizon and low differentiation of soil layers.
Max–Min	5.5–0	
<i>Moderate Flood zone (MFz) (n = 39)</i>		
Frequency (%)	99	Vegetation cover dominated by hardwoods and shrubs. Litter present (frequency 99%); litter composition: moss, twigs and leaves. Presence of Ah horizon (often thin); litter on the ground; root density low to medium.
Max–Min	11–0	
<i>No-Flood zone (NFz) (n = 45)</i>		
Frequency (%)	99	Vegetation cover dominated by hardwoods and some conifers. Litter present (frequency 99%); litter composition: needles, dead leaves, twigs, moss and herbs, thin humified layers. Presence of Ah horizon (thick or thin); litter on the ground; root density moderate to strong.
Max–Min	13–0	

3.3. Total Organic Carbon Content

The total organic carbon content (TOC) differs significantly based on the different zones analyzed. The average TOC for the surface soil (0–20 cm in depth) in the flood zones is between $1.74\% \pm 0.85\%$ (FFz) and $3.34\% \pm 1.09\%$ (MFz), whereas the mean value for the no-flood zones (NFz) is $3.54\% \pm 1.77\%$, with minimum and maximum values between 8.75% and 0.85% (Table 2). The analysis of variance (ANOVA) and the Tukey's test that were conducted on the soil organic carbon content in the different

zones that were analyzed show significant differences among zones (Figure 4a,b). The values obtained for the surface horizons (0–20 cm) based on the zones being analyzed are, respectively, $p = 0.0008$ (FFz and MFz), $p = 0.0002$ (FFz and NFz), and $p = 0.9849$ (MFz and NFz) (Figure 4a), while for the statistical values for the entire profile (0–100 cm) are $p < 0.001$ (FFz and MFz), $p < 0.001$ (FFz and NFz) and $p = 0.99817$ (MFz and NFz) (Figure 4b). Comparable values were obtained for the surface horizons covering the soil data from 2003 to 2014 ($p < 0.001$) [31,37,38]. The TOC for the soils that were analyzed are therefore comparable between the MFz and NFz areas, whereas the soils in the frequent-flood zones stand out through their lower organic carbon content.

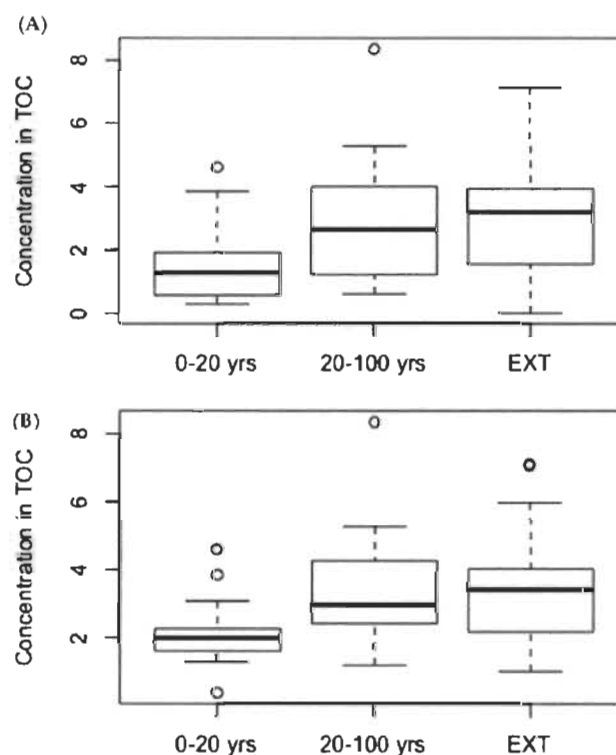


Figure 4. Diagrams showing the disparities in the total organic carbon content (%) in the surface horizons (A) (0–20 cm) and all horizons (B) (0–100 cm) among the three zones studied (FFz, MFz, and NFz), with the use of the Tukey's statistical test.

3.4. TOC and Other Properties in the Soil Profiles

There are notable differences in the vertical distribution of the organic carbon in the soil profiles among the zones under study (Figure 5). The soils subject to frequent flooding (FFz) show a more linear organic carbon pattern inside the profile than for the soils in the other two zones (MFz and NFz). For the latter cases, the distribution pattern is relatively comparable, with higher levels on the surface and lower levels at the bottom of the profile (Figure 5a). However, the TOC values are higher for the soils in the no-flood zones than in the frequent-flood zones, with respective mean values of $3.54\% \pm 1.77\%$ (NFz) and $1.96\% \pm 0.85\%$ (FFz) for the surface horizons (0–20 cm). These differences

appear quite normal because the organic matter inputs to these soils in surface layer are greater than for alluvial soils, especially those FFz.

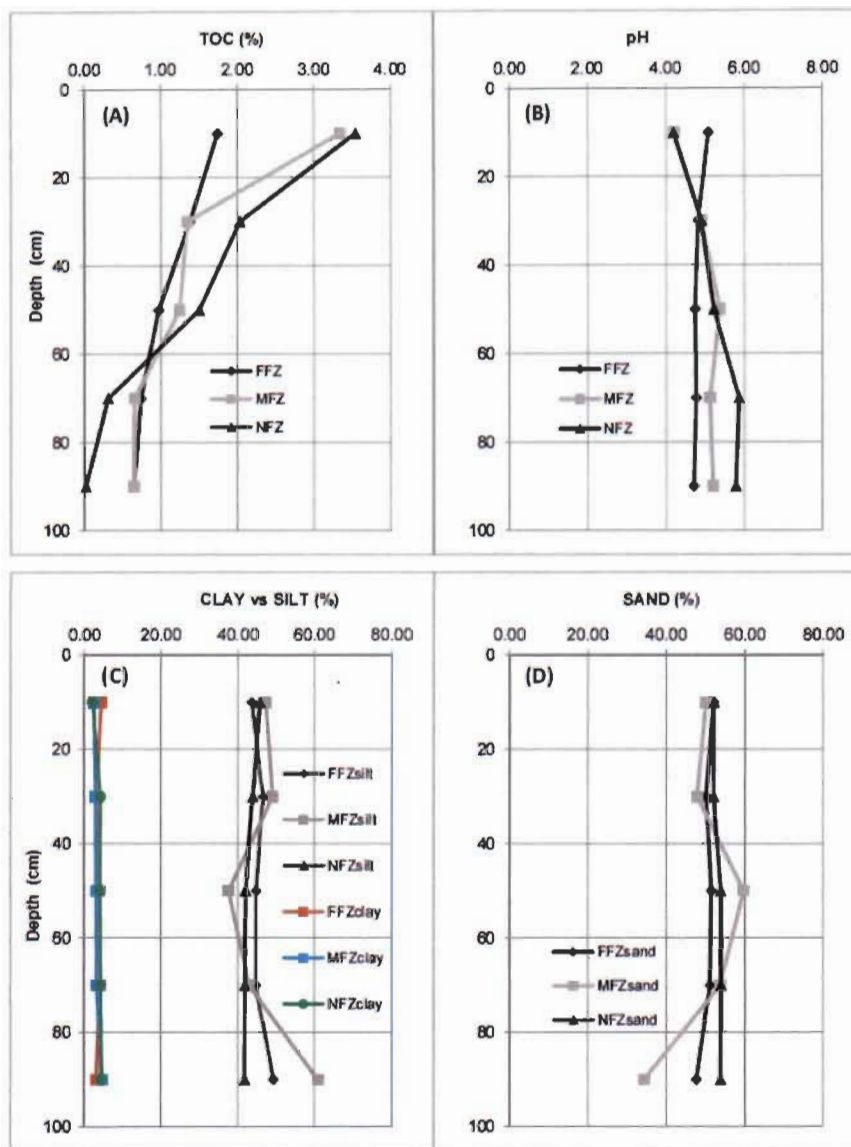


Figure 5. Total organic carbon content (TOC%) and other soil properties (pH, clay%, silt% and sand%) in the soil profiles based on the zones being studied (FFz, MFz and NFz). (A) Percentage of TOC in soil profile (0-100 cm); (B) Soil acidity (pH); (C) Percentage of clay and silt; (D) Percentage of sand.

With respect to the acidity of the soils inside the profile, notable differences are also found between the FFz soils and soils in the two other zones. The pH values for the NFz soils are generally

higher (5.0 on average) than for the MFz and NFz soils (Figure 5b), especially for the surface horizons. The average values obtained on the surface (0–20 cm) are 5.08 ± 0.65 (FFz), 4.21 ± 0.80 (MFz) and 4.19 ± 0.85 (NFz), and the values at the bottom of the profile are 4.71 ± 0.64 (FFz), 5.20 ± 1.49 (MFz) and 5.78 ± 1.96 (NFz), respectively.

Very little difference is found in terms of particle size in the soils in the different zones, although the MFz soils show slightly more variability (Figure 5c,d). Lastly, the proportions of silt and sand are relatively comparable between the soils in the different zones, with respective median values of 47.7% (FFz), 45.4% (MFz) and 43.3% (NFz). However, greater variations in silt and sand content can be found in the lower layers of the profile (40–60 cm) for MFz, which may be associated with the change in current velocity during flood sediment deposition. Lastly, the clay content is very low for all the profiles that were analyzed.

3.5. Spatial Distribution of Organic Carbon with a DEM

The digital elevation model (DEM) developed using LIDAR images allows the topography of the site to be viewed and, as a result, the spatial distribution of the soil organic carbon content to be determined along the transects. The DEM provides minimum and maximum elevations between 114.7 and 155.8 m (a.s.l.). The FFz has a generally flat topography, whereas the NFz follows a gently sloping topography with a few mounds from the MFz to the outer boundary. The MFz separates the other two zones and is characterized by a moderately to steeply sloping topography (Figure 2).

Figure 3 shows a portion of the site located in the 0–20-year flood recurrence zone and allows the spatial distribution of the organic carbon content to be more precisely viewed based on the microtopography. A fairly significant variability is noted in the organic carbon content in this part of the site. The greatest differences are found along the riverbank, with values ranging from 0.55% to 2.61%, and a slight increase in organic carbon content is noted as one moves away from the riverbank, although the variations remain minimal. For this part of the floodplain (FFz), the TOC generally remains fairly low, especially when compared with the values obtained for the other two bordering zones (MFz and NFz), which show differences ranging from 1.09% to 5.98% and 0.85% to 8.75%, respectively (Table 2).

4. Discussions

4.1. Alluvial Soil Properties

The development of the soils that were analyzed is fairly different based on the flood recurrence zones and the no-flood zone. The alluvial soils, in particular in the frequent flood zones (FFz), generally have lower TOC values, both on the surface (0–20 cm) and in the deeper layers (>60 cm). Conversely, a higher organic carbon content is found in the no-flood zones (NFz), in particular in the surface horizons. The resulting TOC values can be compared to the MFz soils in the transition zone characterized by less flooding, but with less marked soil development [37,38].

Conversely, soils outside the floodplains are more developed with the presence of easily visible organo-mineral layers (Ah), with darker coloring and granular or subangular structures (macroaggregates). They are most often found on higher ground or on sloped terrain, which is generally better drained. In fact, these soils can be compared to forest soils [26,42], which are characterized by a higher organic carbon content and more marked soil development. These soils usually contain a higher organic carbon content, especially in the surface layers [4,26].

The TOC measured in the frequent-flood zones (FFz) shows values comparable to those obtained for the alluvial soils from adjacent sites originating from other studies [27,31,38]. For instance, mean and median values of $1.01\% \pm 0.49\%$ and 1.03% are obtained, with minimum and maximum variations of 0.07 to 2.61% in the frequent flood zone [27], while for the soils not affected by flooding, significantly higher organic carbon contents are obtained with mean and median values of $3.18\% \pm 1.09\%$ and 3.98% [38].

Lastly, these differences indicate fairly significant spatial variability of organic carbon based on the different flood and no-flood zones, and are an indication of soil depletion in organic carbon in the zones subject to successive floods (Figure 4). With respect to soil acidity, the resulting values are comparable among the MFz and NFz soils (averages of 4.21 ± 0.80 and 4.19 ± 0.85), and slightly higher for the soils in the frequent-flood zones (5.08 ± 0.65). Recall that the soils outside the floodplains contain more litter, which not only provides raw organic matter to the soil, but can contribute to acidifying the soil through the release of organic compounds. During the organic matter breakdown and humidification phases, the acidifying products that are released, such as fulvic or humic acids, may in fact increase soil acidity, in particular in the surface layers [43,44]. The microbial activity that has an effect on the breakdown of organic matter can also play a role in soil acidification through the release of certain enzymes and nitrification [2,45,46].

With respect to soil particle size, the textures are relatively similar between the soils in the floodplains and those outside the floodplains, although the alluvial soils in the frequent-flood zones can have slightly higher clay and silt contents. However, the silt content is greater than the proportion of clay. In fact, a certain consistency can be seen throughout the profile regarding the clay content. The finer matrices (silt and clay) are often typical of floodplain soils, and the silt portion is often the dominant fraction [20,47]. During the recession phase, the fine particles can form sedimentary covers a few centimeters thick (4–5 cm), as observed in some sites of the Saint-François River [28,37]. Lastly, the soils outside the floodplains are sometimes characterized by coarser textures due to the origin of the materials (e.g., reworked till or glacial deposits). The mineral matrices can contain medium to coarse sand with gravel and cobble inside the profile (0–100 cm).

4.2. Surface Litter and Organic Carbon

The type and thickness of the organic debris on the soil surface are highly variable based on the different zones. In the frequent-flood zones, the surface soil is often stripped and the accumulation of litter is infrequent, even under forest cover. Recall that the growing period is at its maximum from June to August and that the maximum accumulation of organic debris occurs from late September to October. For the frequent flood zones, the organic debris and leaves that fall to the ground in the fall rarely accumulate year to year due to successive floods. With the strength of the current, the organic debris on the ground is dislodged and transported further downstream, and only a few branches or dead tree trunks remain, with very little contribution to soil enrichment over the short term. Current velocity during maximum floods can easily attain 2060 to 2080 m³/s, which can cause severe erosion in the surface soils near the riverbank, in addition to dislodging new seedlings and ground litter. Conversely, when the freshet recedes, current velocities decrease considerably (e.g., 140–160 m³/s), allowing the deposition of fine sediment (silt or fine sand) that may reach 4–5 cm in surface thickness [27]. However, the new sediment may hinder the growth of the new seedlings buried beneath it.

Lastly, the soils in the frequent-flood zones show a marked deficiency with respect to the organic carbon content when compared with the no-flood zones. This lower content of organic carbon in alluvial soil to some extent shows a lesser contribution of these major components in the soil [48,49], and therefore alters the soil-forming processes. The absence or virtual absence of litter cannot provide enough soil organic matter and over time creates conditions of organic carbon depletion and affects soil quality. Flood frequency appears to be a factor that limits soil development. Some studies have shown that the soils affected by successive floods result in soil depletion of OC over time [28,50,51]. The reduced contribution of organic matter limits potential sources of organic carbon within the solum and, as a result, affects soil development [24,52]. For instance, the organic carbon values obtained in the studies by Daniels [50], in the Republican River area (NE, USA), range from 0.20% to 1.40%, and comparable values were also obtained in the Ogeechee River area (GA, USA) by Wainright *et al.* [53], which are close to the values of 0.1%–0.8% for the soils affected by frequent flooding. The input of sediment from floods that is deposited on the soil surface is not necessarily rich in organic matter

and may have trouble contributing to soil enrichment. In fact, recent work shows that in catchments dominated by farmland, transported sediment is generally less rich in organic carbon than wooded areas, for instance [17] (p. 181). Authors in fact note that “soil erosion on annual ecosystem carbon C fluxes was highest for agricultural soils due to lower C input and soil C stocks”. For instance, the C stock in the soil surface of agricultural areas is 1214 ± 20 vs. 3646 ± 22 g/m² for forest areas (period under study: 28 years) [17]. The frequency of successive floods is a key factor to take into account in the determination of the organic carbon content of alluvial soils, although without ignoring other equally important factors such as the proximity of the riverbank, the width of the floodplain, the composition of the vegetation cover, the ground litter, and land uses in a river environment.

4.3. TOC Variation and Modeling of Elevation Levels

Digital elevation models (DEM) and digital terrain models (DTM) show a detailed view of the topography of the entire site affected by flooding (Figures 2 and 3). The site is characterized by relatively flat terrain that progressively rises by a few meters from the riverbank to the end of the terraces, at an altitude of 114.7 to 155.8 m over a distance of 700 m. These floodplains are relatively large in size (± 300 m), and the sediment input that affects them originates from the river during flood events. In this area, riverside woodlands are surrounded by farmland, which is still a potential source of sediment (silt and mainly fine sand) that can provide nutrients to the surface soil [17,22]. The digital terrain model shows that the microtopography of the site is characterized by gentle slopes with a succession of ridges and troughs including a large depression that parallel to the riverbank. This model in ridges and troughs is in fact typical of floodplains subject to periodic flooding [19,24]. By examining the spatial distribution of the organic carbon content, fairly significant variability can be noted in the contents. The greatest differences can be seen along the riverbank with values ranging from 0.55% to 2.61%. A certain increase in TOC is noted as one moves away from the riverbank, although the variations are minimal. There is also no significant variability in TOC content near troughs that could affect current velocity during flood events and alter their sediment input, including the contribution in organic matter. These troughs can easily reach 1–1.50 m in depth in this floodplain.

For this portion of the floodplain (FFz), the TOC is generally fairly low, especially when compared to the values obtained for the other two adjacent zones (MFz and NFz) that show differences ranging from 1.08% to 5.98% and 0.85% to 8.75%, respectively. There are also no notable differences in TOC among the ridge and trough areas, nor in the large depression that runs parallel to the riverbank. Lastly, the TOC among the soils collected in 2006 and in 2014 have values that are comparable with the respective maximum contents of 2.61% and 2.30%. The microtopography seems to have fairly little effect on the spatial distribution of the organic carbon, at least in this section of the floodplain. However, the site microtopography (succession of troughs and ridges) shows the site dynamics (erosion and deposition processes) that come into play during floods and flood recessions. In such a case, erosion may be present at the bottom or on the flat part of the riverbank during strong currents, and when the flood recedes, the current is less strong and allows sediment to be deposited. This sediment input has little organic or particulate matter since the TOC content measured in the frequent flood zones is somewhat low (average value of 1.74%). If we examine the data measured upstream and downstream of the sites analyzed by other recent work [27,28,38], it can be noted that the surface soil (0–20 cm) and the deeper layers of soil (20–100 cm) also have little TOC content in the floodplains (*i.e.*, average value of 2.83% compared to 3.18% in the no-flood zones) [38].

5. Conclusions

This study reveals marked differences in the total organic carbon content (TOC) based on the different zones that were studied, in particular for the surface soil (0–20 cm). It was noted that the TOC values are significantly lower in soil subjected to frequent flooding (FFz). The TOC is comparable for soils found in the zones less subject to flooding (MFz) and soils outside the floodplains (NFz). The low TOC values measured in the soils in the frequent-flood zones are largely due to the absence or

virtual absence of litter that prevents a constant inflow of organic carbon. This results over time in the depletion of organic carbon in the soil along with reduced soil fertility. Regarding the pH values, it can be noted that the MFz soils and especially the NFz soils are generally more acidic than the FFz soils. This is due to the presence of thicker litter, which contributes to acidifying the surface horizons (0–20 cm). It is known that the degradation and humification of organic matter produces acidifying substances, which in turn causes soil acidification, in particular in the upper horizons. Lastly, regarding the soil texture and soil bulk density, no major difference was noted between the different zones that were studied.

Acknowledgments: The authors thank the Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada (NSERC) for financial support of this research. The authors wish to thank the students who contributed in the field work, including Jean-Sébastien Berthelot, Dominic Savoie, Claudine Ouellet, Marlies Häbni and Ilias Bazier. We thank the anonymous reviewers who helped improve the manuscript with their constructive comments.

Author Contributions: The field work was conducted by Diane Saint-Laurent, Roxane Paradis, Ariane Drouin and Vernhar Gervais-Beaulac; the paper was written by Diane Saint-Laurent and Roxane Paradis; and data compilation and statistical analyzes were completed by all authors.

Conflicts of Interest: The authors declare no conflict of interest.

References

1. Krull, E.S.; Baldock, J.A.; Skjemstad, J.O. Importance of mechanisms and processes of the stabilization of soil organic matter for modelling carbon turnover. *Funct. Plant Biol.* **2003**, *30*, 207–222. [CrossRef]
2. Cookson, W.R.; Abaye, D.A.; Marschner, P.; Murphy, D.V.; Scottdale, E.A.; Goulding, K.W.T. The contribution of soil organic matter fractions to carbon and nitrogen mineralization and microbial community size and structure. *Soil Biol. Biochem.* **2005**, *37*, 1726–1737. [CrossRef]
3. Cabezas, A.; Comin, F.A. Carbon and nitrogen accretion in the topsoil of the Middle Ebro River Floodplains (NE Spain): Implications for their ecological restoration. *Ecol. Eng.* **2010**, *36*, 640–652. [CrossRef]
4. Batlle-Aguilar, J.; Brovelli, A.; Luster, J.; Shrestha, J.; Niklaus, P.A.; Barry, D.A. Analysis of carbon and nitrogen dynamics in riparian soils: Model validation and sensitivity to environmental controls. *Sci. Total Environ.* **2012**, *429*, 246–256. [CrossRef] [PubMed]
5. Ruiz-Sinoga, J.D.; Pariente, S.; Diaz, A.R.; Martínez Murillo, J.F. Variability of relationships between soil organic carbon and some soil properties in Mediterranean rangelands under different climatic conditions (South of Spain). *Catena* **2012**, *94*, 17–25. [CrossRef]
6. Groenendijk, F.M.; Condron, L.M.; Rijske, W.C. Effects of afforestation on organic carbon, nitrogen and sulfur concentrations in New Zealand hill country soils. *Geoderma* **2002**, *108*, 91–100. [CrossRef]
7. Fu, X.; Shao, M.; Wei, X.; Horton, R. Soil organic carbon and total nitrogen as affected by vegetation types in Northern Loess Plateau of China. *Geoderma* **2010**, *155*, 31–35. [CrossRef]
8. Tian, H.; Chen, G.; Zhang, C.; Melillo, J.M.; Hall, C.A.S. Pattern and variation of C:N:P ratios in China's soils: A synthesis of observational data. *Biogeochemistry* **2010**, *98*, 139–151. [CrossRef]
9. Brovelli, A.; Batlle-Aguilar, J.; Barry, D.A. Analysis of carbon and nitrogen dynamics in riparian soils: Model development. *Sci. Total Environ.* **2012**, *429*, 231–245. [CrossRef] [PubMed]
10. Singh, S.K.; Pandey, C.B.; Sidhu, G.S.; Sarkar, D.; Sagar, R. Concentration and stock of carbon in the soils affected by land uses and climates in the western Himalaya, India. *Catena* **2011**, *87*, 78–89. [CrossRef]
11. Fang, X.; Xue, Z.; Li, B.; An, S. Soil organic carbon distribution in relation to land use and its storage in a small watershed of the Loess Plateau, China. *Catena* **2012**, *88*, 6–13. [CrossRef]
12. Kothiyal, U.C.; Jain, M.K.; Ranga, K.G. Estimation of temporal variation of sediment yield using GIS/Estimation de la variation temporelle de l'exportation sédimentaire grâce à un SIG. *Hydrol. Sci. J.* **2002**, *47*, 693–706. (In French) [CrossRef]
13. Bernal, B.; Mitsch, W.J. A comparison of soil carbon pools and profiles in wetlands in Costa Rica and Ohio. *Ecol. Eng.* **2008**, *34*, 311–323. [CrossRef]
14. Blazejewski, G.A.; Stolt, M.H.; Gold, A.J.; Gurwick, N.; Groffman, P.M. Spatial distribution of carbon in the subsurface of riparian zones. *Soil Sci. Soc. Amer. J.* **2009**, *73*, 1733–1740. [CrossRef]
15. Dai, F.; Su, Z.; Liu, S.; Liu, G. Temporal variation of soil organic matter content and potential determinants in Tibet, China. *Catena* **2011**, *85*, 288–294. [CrossRef]

16. Doetter, S.; Berthe, A.A.; Nadeu, E.; Wang, Z.; Sommer, M.; Fiener, P. Erosion, deposition and soil carbon: A review of process-level controls, experimental tools and models to address C cycling in dynamic landscapes. *Earth-Sci. Rev.* **2016**, *154*, 202–212.
17. Nadeu, E.; Van Oostb, K.; Boix-Fayos, C.; Joris de Ventea, J. Importance of land use patterns for erosion-induced carbon fluxes in a Mediterranean catchment. *Agric. Ecos. Environ.* **2014**, *189*, 181–189. [CrossRef]
18. Schilling, K.E.; Palmer, J.A.; Bettis, E.A., III; Jacobson, P.; Schultz, R.C.; Isenhardt, T.M. Vertical distribution of total carbon, nitrogen and phosphorus in riparian soils of Walnut Creek, southern Iowa. *Catena* **2009**, *77*, 266–273. [CrossRef]
19. Clilverd, H.M.; Thompson, J.R.; Heppell, C.M.; Sayer, C.D.; Axmacher, J.C. River–floodplain hydrology of an embanked lowland Chalk river and initial response to embankment removal. *Hydrol. Sci. J.* **2013**, *58*, 627–650. [CrossRef]
20. Benedetti, M.M. Controls on overbank deposition in the Upper Mississippi River. *Geomorphology* **2003**, *56*, 271–290. [CrossRef]
21. Obermann, M.; Froebrich, J.; Perrin, J.L.; Tournoud, M.G. Impact of significant floods on the annual load in an agricultural catchment in the Mediterranean. *J. Hydrol.* **2007**, *334*, 99–108. [CrossRef]
22. Berhongaray, G.; Alvarez, R.; De Paepe, J.; Caride, C.; Cantet, R. Land use effects on soil carbon in the Argentine Pampas. *Geoderma* **2013**, *192*, 97–110. [CrossRef]
23. Birkel, C.; Soulsby, C.; Tetzlaff, D. Modelling the impacts of land-cover change on streamflow dynamics of a tropical rainforest headwater catchment. *Hydrol. Sci. J.* **2015**, *57*, 1543–1561. [CrossRef]
24. Chaplot, V.; Poesen, J. Sediment, soil organic carbon and runoff delivery at various spatial scales. *Catena* **2012**, *88*, 46–56. [CrossRef]
25. Wang, S.; Yan, Y.; Li, Y. Spatial and temporal variations of suspended sediment deposition in the alluvial reach of the upper Yellow River from 1952 to 2007. *Catena* **2012**, *92*, 30–37. [CrossRef]
26. Bayley, S.E.; Guimond, J.K. Aboveground biomass and nutrient limitation in relation to river connectivity in Montane Floodplain Marshes. *Wetlands* **2009**, *29*, 1243–1254. [CrossRef]
27. Saint-Laurent, D.; St-Laurent, J.; Lavoie, L.; Drouin, A.; Ghaleb, B. Floodplain sedimentation rates, soil properties and recent flood history in Southern Québec. *Global Planet. Change* **2010**, *70*, 76–91. [CrossRef]
28. Drouin, A.; Saint-Laurent, D.; Lavoie, L.; Ouellet, C. High-Precision Digital Elevation Model to evaluate the spatial distribution of soil organic carbon in active floodplains. *Wetlands* **2011**, *31*, 1151–1164. [CrossRef]
29. Franklin, S.B.; Kupfer, J.A.; Pezeshki, S.R.; Gentry, R.; Smith, D. Complex effects of channelization and levee construction on Western Tennessee floodplain forest function. *Wetlands* **2009**, *29*, 451–464. [CrossRef]
30. Hamdan, M.A.; Asada, T.; Hassan, F.M.; Warner, B.G.; Douabul, A.; Al-Hilli, M.R.A.; Alwan, A.A. Vegetation response to Re-flooding in the Mesopotamian Wetlands, South Irak. *Wetlands* **2010**, *30*, 177–188. [CrossRef]
31. Lavoie, L.; Saint-Laurent, D.; St-Laurent, J. Pedological and sedimentological analyses of alluvial soils and paleosols on floodplain terraces. *Can. J. Soil Sci.* **2006**, *86*, 813–826. [CrossRef]
32. Berthelot, J.-S.; Saint-Laurent, D.; Gervais-Beaulac, V.; Présent, A. A comparison of the composition and diversity of tree populations along a hydrological gradient in flood plains (Southern Québec, Canada). *Forests* **2015**, *6*, 929–956. [CrossRef]
33. MDDEP (Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs). Normales climatiques du Québec, 1981–2010. Gouvernement du Québec, Québec, Canada, 2014. Available online: <http://www.mddep.gouv.qc.ca/climat/normales/index.asp> (accessed on 12 April 2015).
34. Environnement Canada & Ministère de l'Environnement du Québec. *Carte des Zones Inondables en eau Libre, Bassin de la Rivière Saint-François*; Échelle 1:10 000, carte: 31H09-100-5229 (réf.: ES-82-06); Gouvernement du Québec: Québec, Canada, 1982.
35. CSCW (Canadian Soil Classification Working Group). *The Canadian System of Soil Classification*, 3rd ed.; Agriculture and Agri-Food Canada: Ottawa, ON, Canada, 1946; p. 187.
36. McKeague, J.A. *Manual on Soil Sampling and Methods of Analysis*, 2nd ed.; Canada Soil Survey, Subcommittee on Methods of Analysis: Ottawa, ON, Canada, 1998; p. 212.
37. Saint-Laurent, D.; St-Laurent, J.; Lavoie, L.; Ghaleb, B. Use geopedological methods for the evaluation of sedimentation rates on river floodplains. *Catena* **2008**, *73*, 321–337. [CrossRef]
38. Gervais-Beaulac, V.; Saint-Laurent, D.; Berthelot, J.-S. Organic carbon distribution in alluvial soils according to different flood risk zones. *J. Soil Sc. Env. Manag.* **2013**, *4*, 169–177. [CrossRef]

39. MEMR (Ministère de l'énergie, des mines et des ressources). *Carte de Dépôts de Surface, Feuille 31H9, Richmond, 1:50,000*; 6^{ème} édition; Centre canadien de cartographie: Ottawa, ON, Canada, 1989. (In French)
40. Centre d'expertise hydrique du Québec (CEHQ). Données historiques des débits et niveau d'eau. Gouvernement du Québec. 2015. Available online: <http://www.cehq.gouv.qc.ca/> (accessed on 22 May 2015).
41. Yeomans, J.C.; Bremner, J.M. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. *Comm. Soil Sci. Plant Anal.* **1988**, *19*, 1467–1476. [CrossRef]
42. Bechtold, J.S.; Naiman, R.J. A quantitative model of soil organic matter accumulation during floodplain primary succession. *Ecosystems* **2009**, *12*, 1352–1368. [CrossRef]
43. Duchaufour, P. *Introduction à la Science du sol-Sol, Végétation, Environnement*, 6th ed.; Dunod: Paris, France, 2004.
44. Brady, N.C.; Weil, R.R. *The Nature and Properties of Soils*, 14th ed.; Pearson ed.: Columbus, OH, USA, 2008.
45. Van Miegroet, H.; Cole, D.W. The impact of nitrification on soil acidification and cation leaching in a red alder ecosystem. *J. Environ. Qual.* **1984**, *13*, 586–590. [CrossRef]
46. Böhme, L.; Langer, U.; Böhme, F. Microbial biomass, enzyme activities and microbial community structure in two European long-term field experiments. *Agric. Ecosyst. Environ.* **2005**, *109*, 141–152. [CrossRef]
47. Diodato, N.; Gericke, A.; Bellocchi, G. Modelling the inter-annual variability of sediment yields: A case study for the upper Lech River. *Catena* **2012**, *97*, 12–19. [CrossRef]
48. Rasmussen, C.; Southard, R.J.; Horwath, W.R. Litter type and soil minerals control temperate forest soil carbon response to climate change. *Glob. Change Biol.* **2008**, *14*, 2064–2080. [CrossRef]
49. Jindaluang, W.; Kheoruenromne, I.; Suddhiprakarn, A.; Bhupinder, P.S.; Balwant, S. Influence of soil texture and mineralogy on organic matter content and composition in physically separated fractions soils of Thailand. *Geoderma* **2013**, *195/196*, 207–219. [CrossRef]
50. Daniels, J.M. Floodplain aggradation and pedogenesis in a semiarid environment. *Geomorphology* **2003**, *56*, 225–242. [CrossRef]
51. Kayranli, B.; Scholz, M.; Mustafa, A.; Hedmark, A. Carbon storage and fluxes within freshwater wetlands: A critical review. *Wetlands* **2010**, *30*, 111–124. [CrossRef]
52. Chacón, N.; Dezzio, N.; Muñoz, B.; Rodríguez, J.M. Implications of soil organic carbon and the biogeochemistry of iron and aluminum on soil phosphorus distribution in flooded forests of the lower Orinoco River, Venezuela. *Biogeochemistry* **2005**, *73*, 555–566. [CrossRef]
53. Wainright, S.C.; Couch, C.A.; Meyer, J.L. Fluxes of bacteria and organic matter into a blackwater river from river sediments and floodplain soils. *Freshwater Biol.* **1992**, *28*, 37–48. [CrossRef]

